

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**COMUNIDADES DE ÁRVORES E O AMBIENTE NA
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA
DO PICO DO JABRE, PB.**

MARIA DO CARMO LEARTH CUNHA

**ORIENTADOR: Prof. MANOEL CLÁUDIO DA SILVA JÚNIOR
TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**PUBLICAÇÃO: PPGEFL.TD – 015/2010
BRASÍLIA/DF: FEVEREIRO - 2010**

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

COMUNIDADES DE ÁRVORES E O AMBIENTE NA
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA
DO PICO DO JABRE, PB.

MARIA DO CARMO LEARTH CUNHA

APROVADA POR:

Manoel Cláudio da Silva Júnior, PhD, Departamento de Engenharia Florestal, UnB
(Orientador – Presidente da Banca Examinadora)

José Roberto Rodrigues Pinto, Doutor, Departamento de Engenharia Florestal, UnB
(Membro Interno da Banca Examinadora)

Maria Jesus Nogueira Rodal, Doutora, Departamento de Ecologia, Universidade
Federal Rural de Pernambuco, UFRPE
(Membro Externo da Banca Examinadora)

José Felipe Ribeiro, PhD, EMBRAPA CERRADOS
(Membro Externo da Banca Examinadora)

Rita Baltazar de Lima, Doutora, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade
Federal da Paraíba, UFPB.
(Membro Externo da Banca Examinadora)

Mauro Eloi Nappo, Doutor, Departamento de Engenharia Florestal, UnB.
(Membro Suplente da Banca Examinadora).

FICHA CATALOGRÁFICA

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da Universidade de Brasília
Número de acervo

Cunha, Maria do Carmo Learth

Comunidades de Árvore e o ambiente na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. [Distrito Federal] 2010

xvii, 284p., 210 x 297 mm (EFL/UnB, Doutor, Tese de Doutorado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Florestal

1. Fitossociologia. 2. Análise multivariada. 3. Correlação espécie e ambiente
4. Análise espécies indicadoras. 5. Teste “t” de Mantel. 6. Regeneração natural.

I. Silva Júnior, M.C.

II. Título

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

CUNHA; M.C.L. (1020). Comunidades de Árvores e o Ambiente na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. Tese de Doutorado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL.TD-015/2010 , Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 284p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Maria do Carmo Learth Cunha.

TÍTULO: Comunidades de Árvores e o Ambiente na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

GRAU: Doutor

ANO: 2010

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa tese de doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Dedico ao meu filho, Arthur.

AGRADECIMENTOS

À CHESF pela concessão do suporte financeiro para realização dos trabalhos e a João Damásio Braga e Joaquim Robertson Cardoso de Melo, do Departamento de Meio Ambiente, que acompanharam os trabalhos.

À minha mãe querida, Maria das Dores Learth Cunha, que tenho a felicidade de poder agradecer pelo apoio em toda a minha vida.

Ao meu orientador prof. Manoel Cláudio da Silva Júnior pela generosidade, conhecimentos transmitidos e pela amizade, que tenho como especial, em todos os momentos desta longa jornada.

À equipe de campo que teve a participação dos alunos de graduação Marcelo Marques de Medeiros, Acelmo Lavor Rangel, Gláucia Alves e Silva, Sarha Teles Damasceno, Perla e Manoel Carlos de Sousa Paulo e aos que auxiliaram nos trabalhos no Laboratório de Sementes Rafael Rodolfo de Melo e Rosemeire Santos.

Ao Sr. Paulo, mateiro e contador de histórias, Sr. Severino Félix (trabalhador de campo), Sr. Antônio (motorista) pela dedicação e ajuda fundamental nos trabalhos de campo.

À minha irmã Natércia pelo suporte e convivência, depois de tanta distância, que tanto me enriqueceu como pessoa, e pelo auxílio na revisão final da tese.

À Helena Santana pela amizade incondicional e fundamental nesta travessia, e pelo preparo de mapas.

À Maria Cristina Oliveira pelo afeto, apoio e sugestões em momentos decisivos.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal, Ecologia e Estatística que me transmitiram seus saberes para me tornar profissional melhor e mais consciente.

Às companheiras e companheiros de curso Adnilton, Iona'i, Sabrina, Plauto, Mariana, Fernanda, Roberta, Morgana, e em especial a Maura Rejane que com sua calma me socorreu nas análises e confecção de mapas.

Às professoras Dra. Rita Baltazar de Lima e Dra. Regina Vasconcelos Barbosa e alunos da Pós-graduação do Departamento de Sistemática e Ecologia da UFPB pelo auxílio na identificação de material arbóreo, arbustivo e herbáceo coletado.

À Maria Aparecida da Silva (IBGE-DF), Jair Eustáquio Quirino de Faria Júnior (UnB), Domingos Benício Oliveira Silva Cardoso (UFFS-BA) e Dra. Carolyn Proença (UnB) pelo auxílio na identificação de material arbóreo e herbáceo.

A minha família, que sempre me apoiou em minha vida, em especial às irmãs Angélica e Socorro sempre presentes, pelo incentivo e ajuda, cada uma a sua maneira.

À CAPES pela concessão da bolsa de doutorado pelo programa PICDT e pelo apoio via edital de equipamentos.

À UFCG pela minha liberação para doutoramento.

RESUMO

(COMUNIDADES DE ÁRVORES E O AMBIENTE NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA DO PICO DO JABRE, PB).

As florestas localizadas em áreas intermediárias entre a floresta úmida tropical sempre verde e as savanas e desertos secos são denominadas estacionais e apresentam estrutura, diversidade, composição e frequência de espécies perenes no dossel, altura, produção e outros aspectos funcionais típicos. Este trabalho foi conduzido na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, (06° 02'12'' a 08° 19'18'' S and 34° 45'12'' a 38° 45'45''W), a maior elevação regional (1.197m), distante 360 km da costa atlântica, situado nos municípios de Maturéia e Mãe D'água na Paraíba. O objetivo foi analisar a composição florística e fitossociológica do estrato arbóreo a fim de estabelecer correlações entre a abundância das espécies e fatores ambientais. Foram empregadas técnicas de classificação (UPGMA e TWINSpan) e ordenação (CCA) da vegetação. Foi realizada a comparação com 17 outras formações florestais de Pernambuco e Paraíba para situar a comunidade estudada no contexto florístico regional. Foram amostrados todos os indivíduos arbóreos com DAP \geq 4,8 cm, presentes em 1,8 hectares distribuídos em 36 parcelas (10x50m) sistematicamente alocadas em transectos com variação altitudinal de 225 m. Durante seis anos foram realizadas coletas mensais de material botânico fora das parcelas completaram a lista florística. As variáveis altitude, coordenadas geográficas e propriedades físicas e químicas do solo foram obtidas para cada parcela. Foram reconhecidas 87 espécies, pertencentes a 65 gêneros e 34 famílias. O levantamento fitossociológico registrou 2.050 indivíduos referentes a 64 espécies de 51 gêneros e 31 famílias, que resultaram na estimativa de 1.148 ind.ha⁻¹ e área basal de 22,45 m².ha⁻¹. O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi 3,17 nats.indv e o índice de Pielou foi 0,76 e revelaram a dominância ecológica de *Byrsonima nitidifolia*. A flora local apresentou elementos de Florestas Ombrófilas Montanas, Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas e da Caatinga. A regeneração natural foram amostradas 21 espécies pertencentes a 16 gêneros e 14 famílias, com índice de diversidade de Shannon-Wiener de 1,57 nats.indiv e de Pielou de 0,52. Na regeneração a dominância ecológica de *B. nitidifolia* foi também registrada. A similaridade entre regenerantes e adultos foi de 40%. A classificação da vegetação, UPGMA e TWINSpan indicou duas comunidades florísticas distintas, a comunidade de parcelas preservadas (PP) e de parcelas alteradas e com rochosidade (PAR). Espécies indicadoras, preferenciais e de ampla distribuição foram indicadas pelo TWINSpan e pela análise de espécies indicadoras. A análise de CCA evidenciou o gradiente de altitude que separou a comunidade PP nos solos de maior acidez, menor fertilidade e maior conteúdo de água posicionada nas cotas de maior altitude, enquanto a comunidade PAR foi associada a solos mais férteis, menos ácidos e com menor conteúdo de água, nas cotas de menor altitude. As variáveis ambientais isoladamente foram responsáveis por 38,83% da explicação de variação dos dados, e conjuntamente com o espaço responderam por 49,61%. A Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre apresentou baixa similaridade florística, com mediana de 0,22, com outras formações florestais regionais. A maior similaridade entre áreas foi relacionada à sua proximidade geográfica. Não foi possível estabelecer espécies indicadoras de Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas, evidenciando a grande diversidade florística e estrutural entre estas comunidades.

Palavras chave: Estrutura Fitossociológica; Análise multivariada; Correlação espécie e ambiente; Análise espécies indicadoras; teste t Mantel; Alterações antrópicas; Regeneração natural; .

ABSTRACT

(TREE COMMUNITIES AND ENVIRONMENT OF THE PICO DO JABRE MONTANE SEASONAL SEMIDECIDUOUS FOREST, PARAÍBA, BRAZIL).

Seasonal forests are found among tropical evergreen wet forests and savannas or deserts and show peculiar floristic composition, structure, diversity, height, net production and other functional aspects. This study was carried out at the Pico do Jabre Montane Seasonal Forest (06° 02'12'' a 08° 19'18'' S and 34° 45'12'' a 38° 45'45''W), the highest regional elevation (1.197 m), at 360 km from the sea at Maturéia and Mãe D'água municipalities in Paraíba state, Brazil. The main target was to assess the floristic composition and phytosociology of the trees and regeneration strata in order to correlate species abundance and local environment factors. Classification (UPGMA and TWINSpan) and ordination (CCA) techniques were used as the main tools. A comparison including 17 other forest communities, of Pernambuco and Paraíba states, placed our studied forest within the regional floristic context. All trees, DBH \geq 4,8 cm, were sampled in 36 (10x50m) plots, 1,8 ha, placed in transects along a 225 m altitudinal range. During six years trees botanical samples were monthly collected outside plots to enrich the local floristic list. Altitude, geographical position, soils physical and chemical properties were taken for each plot. In the total there were 87 species, of 65 genera and 34 families. Within plots it was found 2050 trees of 64 species of 51 genera and 31 families which resulted in 1.148 ind.ha⁻¹ and 22.45 m².ha⁻¹. Diversity was established as H' = 3.17 nats.ind⁻¹ and J = 0.76 as a result of *Byrsonima nitidifolia* ecological dominance. The local flora included species from Ombrophyllous Montane and Seasonal Forest as well as from the neighboring Caatinga. Natural regeneration showed 21 species of 16 genera and 14 families which resulted in H' = 1.57 nats.indiv⁻¹ and J = 0.52. In this strata *B. nitidifolia* ecological dominance was also registered. Similarity among regeneration and tree community was calculated as 40%. The UPGMA and TWINSpan classification indicated two floristic communities which included PP, well preserved, and PAR, less preserved and rocky plots. Indicators and preferential species were also established. A CCA analysis pointed out a altitudinal gradient along which the PP community was found colonizing acid, humid and less fertile soils in the highest positions of mountain, while PAR community was found associated to the less acid and humid and more fertile soils in the lowest positions. Environmental variables were responsible for 38,83% and, together with space they accounted for 49,61% of the total variance. The Pico do Jabre Montane Seasonal Forest showed low floristic similarity, average 0,22, to other regional Forest communities. The highest floristic similarity was associated to geographical proximity. As a consequence of the high floristic and structural heterogeneity it was not found indicator species associated to the regional Montane Seasonal Forest communities.

Key words: Fitossociology; Multivariate analysis; Correlation species and environment data; Indicator species analysis; Mantel t test; Human activities; Regeneration

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1 – REVISÃO DE LITERATURA.....	9
1.1 - AS FLORESTAS ESTACIONAIS	10
1.2 - A MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA.....	12
1.3 - AS FLORESTAS MONTANAS.....	14
1.3.1 - As Florestas Montanas no Nordeste.....	15
1.3.2 - As Florestas Montanas na Paraíba.....	18
1.4 - REGENERAÇÃO NATURAL.....	21
1.4.1 - Fatores abióticos e a regeneração natural.....	23
1.4.1.1. - Disponibilidade de água e sazonalidade climática.....	23
1.4.1.2 - Disponibilidade de recursos minerais.....	24
1.4.2 - Fatores Bióticos.....	25
1.5 - AS RELAÇÕES ESPÉCIES E AMBIENTE.....	26
1.6 - MODELOS PARA A DIVERSIDADE.....	28
1.7 - OS SOLOS.....	30
1.8 - A TOPOGRAFIA, A ALTITUDE E A DIVERSIDADE.....	32
1.9 - OS DIUSTÚRBIOS NATURAIS E ANTRÓPICOS.....	34
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	36
2 - O COMPONENTE ARBÓREO NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA DO PICO DO JABRE, PB.....	56
2.1 - INTRODUÇÃO.....	58
2.2 - MATERIAL E MÉTODOS.....	60
2.2.1 - A área de estudo: Pico do Jabre, PB.....	60
2.2.2 - Dados climáticos.....	62
2.2.3 - Amostragem da vegetação.....	63
2.2.4 - Parâmetros fitossociológicos.....	65
2.2.5 - Abrangência florística e suficiência amostral.....	65
2.2.6 - Riqueza florística.....	65

2.2.7 - Distribuição dos diâmetros e alturas.....	66
2.2.8 Quociente de Liocurt.....	66
2.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	67
2.3.1 - Composição florística.....	67
2.3.2 - Diversidade da comunidade.....	78
2.3.3 - Estrutura da comunidade.....	80
2.3.4 - Distribuição dos diâmetros e alturas.....	81
2.3.4.1 - Distribuição das alturas.....	81
2.3.4.2 - Distribuição dos diâmetros.....	85
2.3.5 - Parâmetros fitossociológicos – famílias.....	90
2.3.6 - Parâmetros fitossociológicos – espécies.....	92
2.4. - CONCLUSÕES.....	97
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	98
3 - DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ÁRVORES NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA DO PICO DO JABRE, PB.....	115
3.1 - INTRODUÇÃO.....	117
3.2 - MATERIAL E MÉTODOS.....	118
3.2.1 - A classificação da vegetação.....	118
3.2.1.1 - Análise de similaridade florística.....	118
3.2.1.2 - Análise de agrupamento.....	119
3.2.1.3 - Análise divisiva.....	120
3.2.2 - Análise de espécies indicadoras.....	120
3.2.3 - Histórico das parcelas.....	121
3.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	121
3.3.1 Análise de similaridade.....	121
3.3.2 - Análise de agrupamento.....	123
3.3.3 - Análise divisiva.....	128

3.3.3.1 - Estrutura fitossociológica dos grupos de parcelas formados pela primeira divisão por TWINSpan (PP e PAR).....	136
3.3.3.2 - Relações florísticas e estruturais entre os grupos de parcelas formados pela primeira divisão por TWINSpan (PP e PAR).....	139
3.3.4 - Espécies indicadoras.....	145
3.4 - CONCLUSÕES.....	149
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	150
4 A RELAÇÃO VEGETAÇÃO-SOLOS NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA DO PICO DO JABRE, PB.....	157
4.1 - INTRODUÇÃO.....	159
4.2 - MATERIAL E MÉTODOS.....	160
4.2.1 - Dados do relevo.....	160
4.2.2.- Propriedades físico-químicas do solo.....	160
4.2.3 - Correlações entre espécies e variáveis ambientais e espaciais.....	161
4.3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	163
4.3.1 - Caracterização do solo.....	163
4.3.1.1 – Análise granulométrica e teor de umidade.....	164
4.3.1.2 – Características químicas (macronutrientes) e classe de reação do solo.....	166
4.3.1.3 – Micronutrientes.....	173
4.3.1.4 - CTC e Saturação por Bases (V%).....	177
4.3.2 - Análise das correlações entre espécies e variáveis ambientais e espaciais.....	178
4.4 - CONCLUSÕES.....	188
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	190

5 - A REGENERAÇÃO NATURAL NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA DO PICO DO JABRE, PB.....	199
5.1 - INTRODUÇÃO.....	201
5.2 – MATERIAL E MÉTODOS.....	203
5.2.1 - Amostragem.....	203
5.2.2 - Parâmetros fitossociológicos.....	203
5.2.3 - Classe de tamanho da regeneração natural.....	204
5.2.4 – Análise dos dados.....	205
5.2.4.1 - Amostragem florística e suficiência amostral.....	205
5.2.4.2 – Riqueza florística e diversidade da amostragem.....	205
5.2.5 - Similaridade entre o estrato arbóreo e a regeneração natural e taxa de regeneração natural.....	205
5.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	206
5.3.1 – Composição florística.....	206
5.3.2 - Diversidade.....	211
5.3.3 - Estrutura de altura.....	213
5.3.4 - Parâmetros fitossociológicos.....	218
5.3.5 - Proporção de indivíduos regenerantes e taxa de regeneração natural.....	220
5.3.6 - Similaridade florística entre o estrato arbóreo e a regeneração natural.....	221
5.4 - CONCLUSÕES.....	224
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	226
6 - A FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA NO PICO DO JABRE: FLORA E ESTRUTURA NO CONTEXTO DAS FLORESTAS ÚMIDAS E SECAS EM PERNAMBUCO E NA PARAÍBA.....	233
6.1 - INTRODUÇÃO.....	235
6.2 - MATERIAL E MÉTODOS.....	237

6.2.1 - Dados florísticos e estruturais e variações geográficas.....	237
6.2.2 - Análises florísticas e estruturais.....	241
6.2.3 - Classificação das áreas.....	242
6.2.4 – Efeito da distância geográfica.....	242
6.2.5 - Análise de espécies indicadoras.....	243
6.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	243
6.3.1 – Flora, constância e distribuição das espécies.....	243
6.3.2 – As relações florístico-estruturais.....	244
6.3.2.1 – Análise de Similaridade florística	244
6.3.2.2 – Classificação por UPGMA.....	246
6.3.3.3 – Classificação florístico-estrutural por TWINSpan (13 áreas).....	250
6.3.3 – Relação de constância e abundância das espécies presentes na 13 áreas.....	253
6.3.4 - Análise da distância geográfica e similaridade florístico-estrutural...	254
6.3.5 – Análise de Espécies indicadoras.....	255
6.4 - CONCLUSÕES.....	256
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	258
7 - CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	264

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Famílias/espécies amostradas na Floresta Estacional Semidecidual Montana no Pico do Jabre, PB. Espécies anotadas com asterisco (*) correspondem às coletadas fora das parcelas.....	70
Tabela 2.2: Número de indivíduos e quociente “q” de Liocourt por classe de diâmetro na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	87
Tabela 2.3: Quocientes “q” de Liocourt para as distribuições dos indivíduos em classes de diâmetros para as 10 espécies mais importantes (IVI na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	90
Tabela 2.4 Parâmetros fitossociológicos para as famílias amostradas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. (N=número de indivíduos; DR=densidade relativa (%); DoA=dominância absoluta (m ² /ha); DoR=dominância relativa; FR=frequência relativa e IVI=índice de valor de importância).....	91
Tabela 2.5: Parâmetros fitossociológicos para as espécies na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. (N=número de indivíduos; DR=densidade relativa; DoA=dominância absoluta m ² /ha; DoR=dominância relativa; FA=frequência absoluta; FR=frequência relativa e IVI=índice de valor de importância).....	93
Tabela 3.1: Comparação pelo Índice de similaridade de Sørensen e de Czekanowski (abundância), valores médios e mediana, entre as 36 parcelas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	123
Tabela 3.2: Altitude, latitude, longitude, aspecto, % de umidade do solo, ângulo de inclinação, histórico de uso, número de espécies e indivíduos, H', J e área basal nas 36 parcelas amostradas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	133
Tabela 3.3: Parâmetros fitossociológicos totais (T) e para as comunidades PP e PAR na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. DA – Densidade Absoluta, Drel – Densidade relativa, Dorel – Dominância Relativa, Frel – Frequência Relativa, IVI – Índice do Valor de Importância.....	137
Tabela 3.4: Parâmetros nas comunidades PP e PAR e avaliados na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	141

Tabela 3.5: Espécies indicadoras para os habitats preservado, alterado e rochoso na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. Para 64 espécies em 36 parcelas. (VIO = Valor Indicador Observado; s = desvio padrão; P = nível de significância do teste de Monte Carlo). * P<0,05; ** P<0,01; ***P<0,001..	146
Tabela 4.1: Características texturais de amostras de solo superficial (0 – 20 cm) e classe textural, % de umidade do solo, ângulo do inclinação, aspecto, latitude e longitude tomados de 36 parcelas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	165
Tabela 4.2: Média e desvio padrão das propriedades físicas de amostras superficiais de solo (0 -20 cm), altitude e % de umidade do solo das 36 parcelas instaladas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. Valores para os grupos PP e PAR produtos da primeira divisão do TWINSPAN.....	165
Tabela 4.3: Características químicas de amostras do solo superficial (0 – 20 cm) coletadas de 36 parcelas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. (V % = Saturação de bases; m % = saturação de alumínio).....	167
Tabela 4.4: Média e desvio padrão das propriedades químicas de 36 amostras superficiais de solo (0 – 20 cm) coletadas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB e comparação entre os grupos PP e PAR formados na primeira divisão do TWINSPAN. (V = saturação de bases; m = saturação de alumínio).	174
Tabela 4.5: Resultados das análises de correspondência canônica da abundância de 46 espécies em 35 parcelas da Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB, em interação com variáveis ambientais e especiais e dos correspondentes testes de permutação de Monte Carlo. Os resultados fornecidos se referem aos dois primeiros eixos de ordenação.....	179
Tabela 5.1: Famílias e espécies amostradas no estrato de regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	207
Tabela 5.2: Número de indivíduos, espécies, gêneros e famílias, H' e J' para as classes de altura na regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. (*) diferenças estatísticas pelo teste t de Hucheston a 5% de probabilidade.....	214
Tabela 5.3: Número de indivíduos, densidade e frequência relativas e índice de Regeneração Natural na Floresta Estacional Semidecidual do Pico do Jabre, PB.....	218

Tabela 5.4: Número de indivíduos por espécie em cada classe de tamanho na regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual do Pico do Jabre, PB.....	219
Tabela 5.5. Proporção entre indivíduos regenerantes e adultos na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	221
Tabela 6.1: Características geográficas e climáticas para as áreas onde foram conduzidos 19 levantamentos florísticos (17 áreas) incluídos na análise florística, em duas unidades da federação (UF). As áreas anotadas com * foram selecionadas para as análises estruturais que envolveram a densidade relativa. (ESM = Floresta Estacional Semidecidual Montana; OSM = Floresta Ombrófila Submontana; MA = Mata Atlântica costeira; ESTB = Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas; T = Áreas de Transição entre Caatinga e Floresta Montana).....	240
Tabela 6.2: Espécies exclusivas ao grupo FS em 17 áreas em Pernambuco e na Paraíba. (*) Espécies registradas no Pico do Jabre, PB.....	248
Tabela 6.3: Lista de espécies de distribuição intermediária e espécies mais abundantes nas 13 áreas de florestas ocorrentes nos estados de Pernambuco e Paraíba. (RC = constância relativa; MA = média de abundância).....	253
Tabela 6.4: Espécies indicadoras para Florestas Estacional Semidecidual de Terras Baixas (ESTB), Floresta Ombrófila Submontana (OSM) e áreas de Transição nos estados de Pernambuco e Paraíba. (VIO = Valor Indicador Observado; s = desvio padrão; P = nível de significância do teste de Monte Carlo). * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$	256
Anexo 1 Lista das 493 espécies presentes em 17 áreas com ocorrência de Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas, Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas, Florestas Ombrófilas Submontanas e área de Transição em Pernambuco e Paraíba.....	269

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 : Fluxograma ilustrando a metodologia usada para responder às questões formuladas em cada capítulo.....	8
Figura 1.2: Panorâmica Leste-Oeste e Norte-Sul da Serra Residual de Teixeira localizada no Planalto da Borborema no Sertão da Paraíba. Fonte: SRTM(NASA/NIMA;DLR;ASI 2007).....	20
Figura 2.1: Localização do Pico do Jabre na região Nordeste e no estado da Paraíba e posicionamento das parcelas para o levantamento do estrato arbóreo e da regeneração natural.....	61
Figura 2.2: Precipitação pluviométrica registrada no Município de Teixeira, Paraíba, no intervalo de 1988 – 2007. Dados fornecidos pela EMATER - PB.....	63
Figura 2.3: Precipitação pluviométrica registrada no município de Teixeira (PB), entre os anos de 2000 – 2008. Dados fornecidos pela AESA (Agência Executiva de Gestão de Águas do Estado da Paraíba).....	63
Figura 2.4: Distribuição das parcelas para o levantamento fitossociológico do estrato arbóreo na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	64
Figura 2.5: Curva de rarefação (acima) e curva espécie x área (abaixo) que apresentam a progressão do número médio de espécies com o incremento do número de indivíduos e de parcelas amostrais, respectivamente, instaladas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	68
Figura 2.6: Altura máximas, mínimas e médias registradas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	82
Figura 2.7: Distribuição dos indivíduos, das espécies e da área basal total em classes de altura na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre , PB.....	84
Figura 2.8: Distribuição dos indivíduos e espécies em classes de diâmetro na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	86
Figura 2.9: Distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro para as 10 espécies com maior IVI na Mata Serrana do Pico do Jabre, PB. (a) Espécies com distribuição dos diâmetros em forma de “J” reverso e (b) espécies com distribuição não balanceada.....	89

Figura 2.10 : Indivíduo de <i>Byrsonima nitidifolia</i> (a); ; aspecto da mata na seca (b); indivíduo de <i>Ceiba glaziovii</i> (c); aspecto da mata no final das chuvas (d); aspecto do relevo acidentado (e); aspecto do dossel (f) e nevoeiro na época das chuvas (g) na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	114
Figura 3.1: Agrupamentos (UPGMA) das parcelas amostradas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB, utilizando o índice de Sørensen (a) e a distância e Sørensen (Bray-Curtis) (b), com base nas 46 espécies e 35 parcelas. (P=parcelas preservadas; A=parcelas alteradas e R=parcelas com rochosoidade).....	126
Figura 3.2: Aspecto da variação altitudinal na área da vegetação arbórea amostrada na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	128
Figura 3.3: Classificação por TWINSpan para 36 parcelas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	130
Figura 3.4: Distribuição da densidade de indivíduos com DAP $\geq 4,8$ cm por classe de altura para as comunidades PP e PAR na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	143
Figura 3.5: Distribuição da área basal de indivíduos com DAP $\geq 4,8$ cm por classe de altura para as comunidades PP e PAR na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	143
Figura 3.6: Distribuição da densidade de indivíduos por classe de diâmetro para as comunidades PP e PAR na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	144
Figura 3.7: Distribuição da área basal por classe de diâmetro para as comunidades PP e PAR na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	144
Figura 3.8: Aspecto de alguns locais caracterizando os habitats testados para ocorrência de espécies indicadoras: preservado (a); alterado (b) e com presença de rochosoidade (c).....	147
Figura 4.1: Análise de correspondência canônica (CCA) da densidade absoluta de indivíduos de 46 espécies em 35 parcelas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB e as proporções da variação total das espécies explicada por (a) variáveis ambientais somente, (b) variáveis ambientais e espaciais conjuntamente, (c) variáveis espaciais somente e (d) indeterminada.....	180

Figura 4.2: Análise de correspondência canônica (CCA) e diagrama de ordenação das parcelas baseados na densidade absoluta de indivíduos de 46 espécies em 36 parcelas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB, e suas correlações com as variáveis ambientais utilizadas. Os subgrupos de parcelas são identificados como: preservadas (□) e alteradas (●).....	182
Figura 4.3: Análise de correspondência canônica (CCA) e diagrama de ordenação das espécies baseados na densidade absoluta de indivíduos de 46 espécies em 36 parcelas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB, e suas correlações com as variáveis ambientais utilizadas. Os nomes das espécies estão abreviados.....	185
Figura 5.1: Disposição das subparcelas para levantamento da regeneração natural, dentro das parcelas do levantamento fitossociológico para árvores.....	203
Figura 5.2: Curva de rarefação baseado no indivíduo (acima) e curva espécie x área baseada nas parcelas (abaixo) para o estrato da regeneração natural da Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre. Linha sólida representa a média dos valores e linha tracejada o IC a 95% de probabilidade.....	209
Figura 5.3: Número de indivíduos por espécies amostrados no estrato da regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	210
Figura 5.4: Comunidade preservada (PP) e alterada e com rochosidade (PAR), produtos da divisão por TWINSPAN no estrato arbóreo e o número de espécies, indivíduos e densidade relativa (ind ⁻¹ ha) nas parcelas de regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	212
Figura 5.5: Número de indivíduos por espécie, na classe de tamanho I (a), II (b) e III (c) II da regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	215
Figura 5.6: Comunidade preservada (PP) e alterada e com rochosidade (PAR) produtos da divisão por TWINSPAN no estrato arbóreo e o número de indivíduos por classe de altura nas parcelas de regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.....	216
Figura 5.7: Precipitação (mm) mensal nos anos de 2002 e 2003 no município de Teixeira-PB, distante 16 km do Pico do Jabre.....	223
Figura 6.1: Região Nordeste do Brasil e as áreas incluídas na presente análise.....	238

- Figura 6.2: Similaridade de Sørensen entre Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas, Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas, Florestas Ombrófilas Montanas, Mata Atlântica costeira e áreas de Transição nos Estados da Paraíba e Pernambuco. O significado dos acrônimos está contido na Tabela 1.....245
- Figura 6.3: Dendrograma de similaridade florística (UPGMA) para 17 áreas de florestas nos estados de Pernambuco e Paraíba. Onde: MAT = Maturéia (PB)-destacar na figura, ARE = Areia (PB); JPE = João Pessoa (PB); MDE = Brejo Madre de Deus (PE); SVF = São Vicente Ferrer (PE); ALI = Aliança (PE); SLM = São Lourenço da Mata (PE); FLO = Floresta (PE); GAR = Garanhuns (PE); JAT = Jataúba (PE); BON = Bonito (PE); REM = Remígio (PB); MAM = Mamanguape (PB); DIS = Dona Inês, Mata do Seró; DIC = Dona Inês, Mata do Caboclo; TRL = Triunfo, povoado Lagoa (PE) e TRO = Triunfo, povoado Olho D'água (PE).....263
- Figura 6.4: Classificação por TWINSpan de 13 áreas de florestas ocorrentes nos estados de Pernambuco e Paraíba.....252

INTRODUÇÃO GERAL

Nos trópicos, as florestas são definidas ombrófilas quando vegetam em regiões com chuvas bem distribuídas sem apresentar períodos secos prolongados e estacionais onde, após as chuvas, ocorre período de estiagem capaz de provocar déficits hídricos no solo (Veloso *et al.* 1991).

A Mata Atlântica abriga plêiades de habitats, incluindo florestas pluviais, em grande variação de latitudes e altitudes, assim como ecossistemas raros como as restingas, pântanos, inselbergs, matas secas e campos de altitude, muito deles com biota especializada (Laurence 2009). Nas formações florestais as fisionomias e composições de espécies são diversas e colonizavam a costa brasileira em mais de 3.300 km, de 3^o S a 30^o S, desde o nível do mar até mais de 2.700 m de altitude (Ribeiro *et al.* 2009). Abriga tanto florestas costeiras de terras baixas com altos níveis de precipitação, quanto aquelas nos platôs interioranos, que enfrentam períodos secos (Metzger 2009).

No Nordeste a Mata Atlântica (*sensu lato*) ocorre na faixa costeira e em meio à Caatinga nos topos das serras e planaltos do semi-árido nordestino, em enclaves úmidos e subúmidos com fisionomias e floras diferenciadas, onde são denominados regionalmente de Brejos de Altitude ou Matas Serranas (Vasconcelos Sobrinho 1971; Tavares *et al.* 2000). Estas fazem parte da sub-região biogeográfica da Mata Atlântica (Ribeiro *et al.* 2009).

Em Pernambuco e na Paraíba esta vegetação ocorre principalmente nas elevações da Borborema nas vertentes a barlavento, nos vales e grotões e nas serras isoladas (Vasconcelos Sobrinho 1970). Ali, fatores como a altitude e exposição às massas de ar úmidas formam microclimas com registros de temperaturas mais baixas e maior precipitação que nas áreas adjacentes (Andrade-Lima 1982; Andrade & Lins 1986). As variações de fatores abióticos como as características dos solos, maior ou menor umidade, incidência ou exposição de luz, topografia e altitude, condicionam mesoclimas, microclimas e nichos, que constituem áreas preferenciais para algumas espécies (Vasconcelos-Sobrinho 1971). Precipitações em forma de orvalho complementam as chuvas normais devido a fatores como: maior amplitude térmica por acentuação das mínimas, índice de nebulosidade mais elevado do ar ascendente e forte

condensação local. Estas Florestas são classificadas, de acordo com a umidade, em Ombrófilas ou Estacionais, e, de acordo com a altitude, em Montanas acima de 600m, Submontanas, entre 100-600m e de Terras Baixas, quando ocorrem abaixo de 100m (Veloso *et al.* 1991).

O fator altitude é condicionante destas Florestas Montanas, mas, em grande parte destas, exposição (Sales *et al.* 1998) e continentalidade (Rodal *et al.* 2005a) também são fundamentais e resultam em conjuntos florísticos únicos, com alta diversidade e patrimônio genético de grande valor (Sales *et al.* 1998).

Estas áreas florestais em meio à Caatinga podem representar refúgios atuais de espécies de plantas e de animais da floresta que dominava vastas áreas do continente, em período geológico mais úmido que o atual, quando as floras da Amazônia e Mata Atlântica se uniam no Nordeste (Andrade-Lima 1982).

A característica mais marcante da flora e estrutura das Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas no Nordeste é o alto grau de dissimilaridade florística e estrutural entre os locais estudados. Andrade-Lima (1964) já advertia sobre a complexa tarefa de entender essa cobertura vegetal, o que exigiria observações detalhadas dos diversos aspectos que resultaram no surgimento desta vegetação florestal, reconhecida como elemento natural da paisagem geral do Nordeste (Andrade-Lima 1964).

A vegetação florestal nestas áreas não é pura disjunção das Matas Perenifólias Costeiras (Andrade-Lima 1964), desde que apresentam fisionomia, estrutura e composição diversas (Tavares *et al.* 2000; Ferraz *et al.* 2003; Ferraz *et al.* 2004;), assim como entre as florestas úmidas e secas que ali vegetam (Lopes *et al.* 2008 a).

Rodal *et al.* (2008 a) separou as florestas estacionais do Nordeste em unidades florísticas distintas. Há o grupo de florestas mais úmidas, relacionado floristicamente às florestas litorâneas costeiras (Mata Atlântica) e outro de Matas Secas, mais relacionadas à formação xerofítica da Caatinga, que ocorrem em picos elevados dentro da região semi-árida e na encosta ocidental do Planalto da Borborema.

Historicamente, a devastação da Mata Atlântica está intimamente relacionada à colonização humana e exploração econômica. No Nordeste a ocupação antrópica teve início com a exploração do Pau Brasil no século XVI, a cultura do açúcar no século XVIII e a expansão de pastagens e, mais recentemente, com a expansão da cultura de eucaliptos e crescimento das cidades (Dean 1997). Estimativas atuais indicam que restam apenas 2.626,68 Km² (14,2 %) dos 18.500 km², originalmente representados por Florestas Semidecíduais e Ombrófilas Montanas no Nordeste. Esta é hoje a porção mais ameaçada da Mata Atlântica brasileira, que já representou cerca de 25% da área de distribuição original da Mata Atlântica nordestina (Tabarelli & Santos 2004). A taxa de perda destas florestas continua muito alta, aproxima-se dos 0,25% ou 350 Km² por ano (Fundação SOS Mata Atlântica e INPE 2008). Os remanescentes existentes encontram-se dispersos em pequenas manchas, normalmente circundadas por campo aberto. As áreas sob proteção são poucas, pequenas, isoladas e mal manejadas (Theulen 2004). Das 239 reservas existentes na Mata Atlântica do Nordeste, 128 (53,6%) têm área menor que 500 ha (Tabarelli 2001). Nestas áreas de Florestas Montanas, a condição privilegiada quanto à umidade de solo e ar, em relação à Caatinga circundante, contribuiu para o alto grau de intervenção antrópica com a adoção da prática de agricultura, fruticultura, floricultura, olericultura, horticultura, extração de madeira e a caça de animais silvestres (Silva *et al.* 2006), resultando na fragmentação da vegetação e empobrecimento da flora e fauna. O cenário atual é da perda quase total de habitats, fragmentação, caça e coleta seletiva de plantas e animais, com sérias consequências para a extinção de espécies e perda de diversidade (Silva & Tabarelli 2000).

A compreensão da biogeografia e da evolução das biotas Amazônica e Atlântica que, durante o Cenozóico estavam unidas no Nordeste pode, em parte, ser avaliada em estudos conduzidos em Florestas Montanas preservadas (Cavalcanti & Tabarelli 2004, Prance 1982).

Na Paraíba, as Florestas Montanas são formações florestais úmidas quando localizados na vertente leste da Borborema, e estacionais, as chamadas Matas Secas, quando localizadas nos topos das serras em meio a Caatinga (Agra *et al.* 2004) ou na vertente oeste da Borborema (Rodal *et al.* 2008 a).

Dentre as Florestas Montanas dos estados de Pernambuco e Paraíba, o Pico do Jabre, objeto deste estudo, apresenta a menor cobertura florestal: 5,52 Km², 0,58% do total da área remanescente na região (Tabarelli & Santos 2004). O Pico do Jabre é o ponto mais alto do Nordeste setentrional com de 1.197 m (SUDEMA 1994), está oficialmente protegido como unidade de conservação de 600 ha, o Parque Estadual do Pico do Jabre, embora ainda não completamente implementado, foi criado pelo decreto estadual Nº. 14.934 de 19 de outubro de 1992.

O Pico do Jabre foi considerado área de extrema importância biológica para a conservação ([HTTP://www.conservation.org.br/ma/](http://www.conservation.org.br/ma/)), e está inserido em um dos 34 hotspots mundiais, a Mata Atlântica (Myers *et al.* 2005).

Apesar de sua importância para a conservação de remanescentes de Mata Atlântica há poucos estudos detalhados sobre a vegetação no Pico do Jabre. Destacam-se os trabalhos de reconhecimento da flora ou sobre táxons específicos que foram realizados até o momento: Agra *et al.* (2004); Rocha & Agra (2002); Pontes & Agra (2001); Cabral (1999); Agra & Nee (1997). Este cenário, aliado à pequena área deste ecossistema sugere riscos de perda de informações ecológicas ainda não conhecidas.

O conhecimento da flora local e suas peculiaridades poderá enriquecer estudos em larga escala como os de biogeografia Neotropical e os fluxos de espécies entre Amazônia e Mata atlântica que ocorreram na época Pleistocência (Prance 1982), assim como estudos em escala mais reduzida, como as associação de espécies com o ambiente. A expansão da amostragem na área possibilitará a melhor compreensão das complexas relações vegetação x ambiente.

Desta forma, este estudo pretende investigar: a) a comunidade do estrato arbóreo e da regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre; b) como se dá a distribuição das espécies no ambiente em função de características do local e c) comparar sua flora e estrutura com outras formações semelhantes no Nordeste. Assim, a abordagem neste estudo foi conduzida em uma sequência de análises que se complementam no intuito de investigar a existência de comunidades arbóreas e suas associações com diferentes características ambientais locais, apresentada na forma de capítulos.

ABORDAGEM

A abordagem e a sequência de análises para obter informações sobre padrões de distribuição espacial de espécies, a consequente formação de comunidades e suas relações com o ambiente na área de estudo está resumida a seguir.

O Capítulo 1 consta da revisão bibliográfica, suporte às discussões dos resultados e análises nos capítulos que se seguem.

Para a avaliação da composição florística e da fitossociologia do componente arbóreo foram instaladas, de modo sistemático, 36 parcelas permanentes com 10 x50 m para a amostragem dos indivíduos arbóreos com Diâmetro à Altura do Peito (DAP) \geq 4,8 cm responder a pergunta:

1 - Qual o componente florístico, a fitossociologia e a estrutura de diâmetro e altura da Floresta Estacional Semidecidual do Pico do Jabre? (Capítulo 2)

A classificação da vegetação foi elaborada pela análise divisiva por TWINSpan (*Two-way indicator species analysis*), e análise aglomerativa do UPGMA (*Unweighted pair groups method using arithmetical averages*) através dos uso dos índices de similaridade de Sørensen e Czekanowski, com a distância de Sørensen (Bray-Curtis) para responder a seguinte pergunta:

2 - Existe padrão na distribuição espacial de espécies que indique a presença de comunidades florísticas? Há espécies com distribuição preferencial por habitats? (Capítulo 3).

Amostras superficial do solo (20 cm) foram coletadas nas parcelas para determinação da sua fertilidade e características físicas para responder a pergunta:

3 - Quais as características do solo da Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre? (Capítulo 4).

Ainda no Capítulo 4 foi abordada, por Análise de Correspondência Canônica, a associação das espécies, parcelas e comunidades com características ambientais,

variáveis edáficas, do relevo e espaciais (coordenadas geográficas) para responder as perguntas:

4 - A estrutura e a flora da área em estudo respondem às variações de fatores no ambiente e no espaço?

O Capítulo 5 abordou o estudo da regeneração natural, amostrada em 72 parcelas (2 x 2 m), onde foram registrados os indivíduos com DAP $\leq 4,8$ e altura < 3 m, para responder as perguntas:

5 - Qual a composição e a estrutura da comunidade da regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre?

6 - Qual a similaridade florística entre o estrato arbóreo e o da regeneração natural?

Para situar a Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre no contexto florístico-estrutural no Nordeste foi conduzida a análise da constância relativa (RC), de similaridade florística e estrutural, de espécies indicadoras das fitofisionomias estudadas e o efeito da distância geográfica na similaridade entre elas, comparando-se 19 listagens produzidas em 17 localidades com formações florestais. Isto para responder as perguntas:

7 - **pergunta 7:** Qual a similaridade florística entre a Floresta Estacional Semidecidual Montana no Pico do Jabre e outras Florestas Semidecíduais, Florestas Ombrófilas e áreas de Transição em diferentes posições geográfica na Paraíba e Pernambuco?

8 - A composição de espécies na Floresta Estacional Semidecidual Montana no Pico do Jabre responde a variações geográficas e climáticas? (Capítulo 6).

Nas considerações finais consta a análise integrada dos resultados obtidos nos capítulos anteriores com o objetivo de situar a importância ambiental da Floresta Estacional Semidecidual Montana no Pico do Jabre, perspectivas futuras e estratégias para sua recuperação e conservação.

A Figura 1 mostra, passo a passo, a sequência de análises conduzidas para o entendimento da composição florística, estrutura, regeneração, comunidades e suas associações com fatores ambientais na área de estudo.

Cada capítulo, à exceção do 1, foi estruturado com introdução, objetivos específicos, hipótese, material e métodos, resultados e discussão e conclusões próprios.

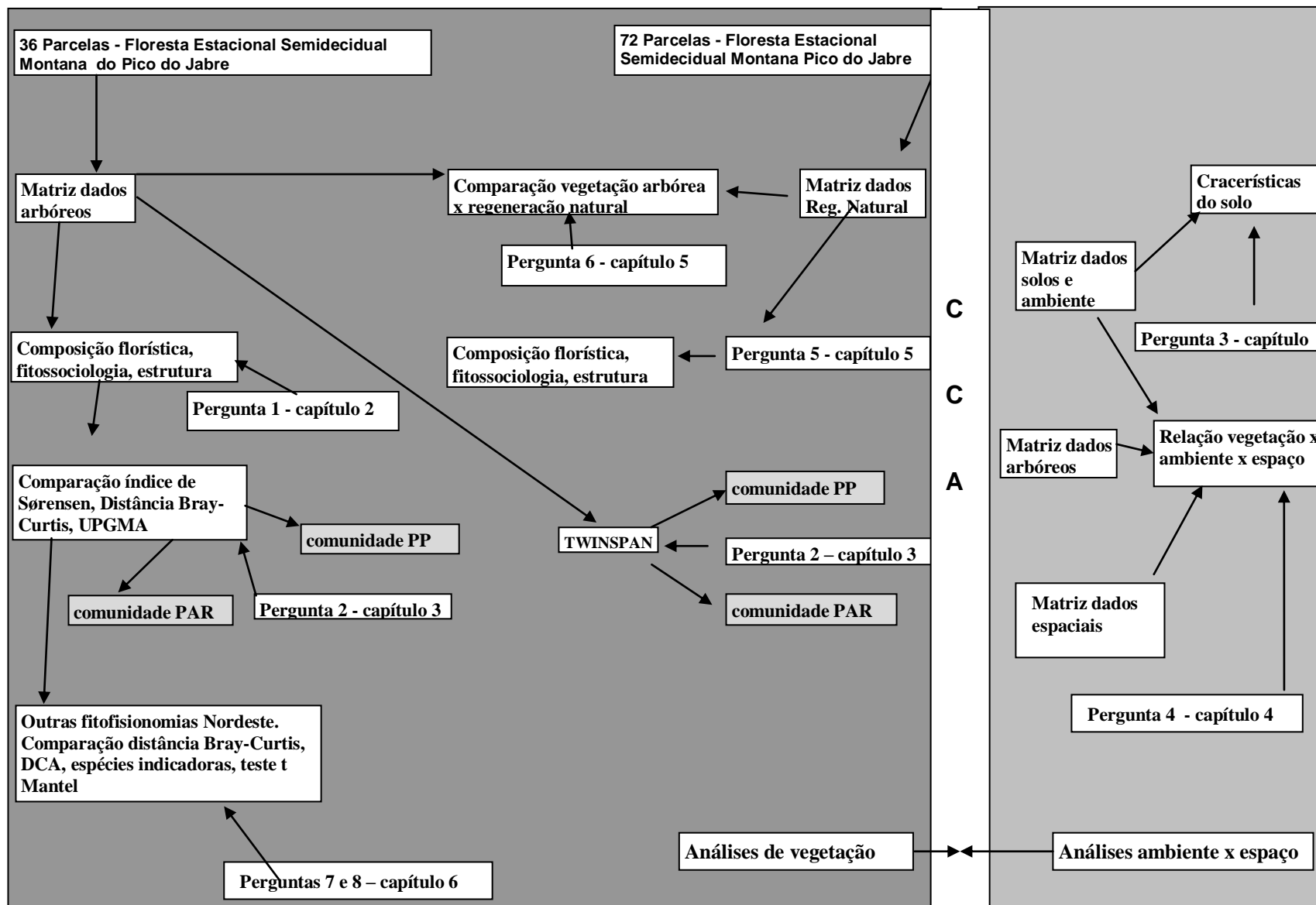


Figura 1: Fluxograma ilustrando a metodologia usada para responder às questões formuladas em cada capítulo.

1 - REVISÃO DE LITERATURA

No tempo geológico as comunidades úmidas tropicais são muito mais antigas e dominaram a maior parte da superfície da terra no terciário. Por outro lado, as comunidades tropicais secas são geologicamente mais recentes e surgiram no final do Período Terciário (início do Mioceno), como produto de severo período de esfriamento que deu início ao Período Quaternário (Kellman & Tackaberry 1997).

Segundo Dick & Wright. 2005) deve ter havido mais de 20 ciclos glaciais durante os últimos 2 milhões de anos. Os mais longos, de aproximadamente 100.000 anos, foram relativamente frios e secos nos trópicos, ao passo que os períodos interglaciais mais curtos, aproximadamente 10.000 – 20.000 anos, foram mornos e úmidos e presumivelmente similares ao clima moderno. As matas secas sazonais presumivelmente se expandiram durante o longo período glacial e se contraíram durante os curtos interglaciais (Dick *et al.* 2005).

A flora moderna na América do Sul evoluiu sob condições de alto grau de isolamento geográfico de qualquer outra área continental, pelo menos ao longo dos últimos 130 milhões de anos (Dietz & Holden 1970; Kurten 1969). Durante o Cretáceo, quando a América do Sul separou-se completamente da África, até o estabelecimento de uma ponte, via istmo do Panamá, com a América do Norte, a flora da América do Sul provavelmente evoluiu livre da interferência de floras estrangeiras (Sarmiento 1975).

A região tropical apresenta grande variedade de outras fisionomias além das florestas pluviais, incluindo as florestas secas estacionais, que se estendem das zona equatorial até regiões subtropicais (Bullock 1995), que correspondem a cerca de 42% da cobertura de floresta tropicais e subtropicais (Holdridge 1967; Pennington *et al.* 2000).

As matas secas tropicais são consideradas o ecossistema mais ameaçado no Neotrópico (Janzen 1988) e a perda de habitats pelo longo histórico de uso humano tem sido a maior causa desta ameaça (Linares-Palomino & Alvarez 2005; Gillespie *et al.* 2000; Murphy & Lugo 1986). O interesse científico nestas áreas tem aumentado desde quando Pennington *et al.* (2000) e Prado & Gibbs (1993) mostraram que, hoje, estas estão representadas apenas

por fragmentos isolados de um ecossistema de larga distribuição no passado. Gentry (1995) sugeriu que este isolamento, em parte, resultou nas altas taxas de endemismo observadas nestas florestas.

1.1 - FLORESTAS ESTACIONAIS

A maior diversidade de florestas tropicais em relação às temperadas é constatação claramente determinada, sendo esta relacionada a fatores como precipitação anual, duração da estação seca (Gentry 1988) e produtividade primária (Hawkins *et al.* 2003). Há constatações de que o aumento da diversidade acompanha o aumento da precipitação (Gentry 1982), tanto em escala global, como continental e regional (Paine *et al.* 2009). A estrutura de populações de plantas também é afetada pelas variações espaciais e temporais de fatores abióticos e bióticos que afetam a estrutura etária e o arranjo espacial da comunidade (Harper 1977).

Existe grande variação na estrutura, diversidade, composição e frequência de espécies perenes no dossel, altura, produção e outros aspectos funcionais (Gerhardt & Hytteborn 1992) entre as florestas localizadas nas áreas intermediárias entre a floresta tropical úmida sempre verde e as savanas e desertos secos. Mas, geralmente, florestas secas são menos diversas que florestas úmidas (Gentry 1988, 1995), com cerca de 50-70 espécies > 2,5 cm de diâmetro, comparadas com 150-200 espécies das florestas úmidas sempre-verdes e 200-250 em florestas pluviais, em amostras de 0,1 ha.

Muitos termos são usados para definir tais florestas secas como: florestas secas tropicais e subtropicais, agreste, floresta mesofítica, mesófila ou mesotrófica, florestas decíduas ou semidecíduas (Pennington *et al.* 2006). As florestas sazonais, ou semi-sempreverdes, têm sua delimitação relacionada ao comprimento do período seco, ao invés da precipitação anual (Walter 1971), e não há definição estanque nem conceitos climáticos de comum acordo que limitem as matas secas tropicais. Para Gerhardt & Hytteborn (1992) a ocorrência de período seco durante cerca da metade do ano em um ou dois períodos, e precipitação anual entre 400 – 1.700 mm.ano⁻¹ podem ser os limites climáticos destas florestas. Gentry (1995) considerou as florestas secas neotropicais como aquelas que ocorrem em áreas com precipitação entre 700-1.600 mm.ano⁻¹, com período de 5-6 meses e com no mínimo 100 mm de precipitação.

Nestas matas, a deciduidade é adaptação à sazonalidade e seca e esta característica é menos comum em solos pobres, pois a menor precipitação diminui a lixiviação de nutrientes, e o período seco não é caracterizado por dormência, pois nesta época do ano ocorrem a floração, polinização e frutificação (Gerhardt & Hytteborn, 1992). As Matas Secas ocorrem em cerca de 40% dos trópicos (Murphy & Lugo 1986), são sujeitas a severas mudanças e em larga escala, pela exploração seletiva de madeiras valiosas, criação de pastagens, fogos acidentais e intencionais (Swaine 1986). Sua estrutura e propriedades ecofisiológicas são determinadas pela duração e sazonalidade do período seco, que seleciona adaptações associadas com fuga, resistência ou tolerância ao estresse hídrico (Singh & Kushwaha 2005).

No Nordeste brasileiro, Andrade-Lima (1981) estabeleceu a isoieta de 1.000 mm como limite entre a Caatinga e outras formações na região. Recentemente e Rodal *et al.* (2008a) demonstraram que 1.000 mm.ano⁻¹ de precipitação foi o limite determinante para o estabelecimento de Matas Secas no Nordeste, associado a pelo menos 8 meses com precipitação inferior a 100 mm. Walter (1971) considerou que a diferenciação entre florestas e savanas está relacionada mais com a precipitação total que com o comprimento do período seco. Para Lieberman & Lieberman (1984) o período de seca é o principal fator que afeta o crescimento, distribuição e fenologia de espécies lenhosas em Matas Secas, e a produção sincronizada de folhas em curtos períodos, pode se dar como estratégia de fuga à baixa umidade e escape à frugivoria.

Nestas Florestas Estacionais, características de sítio, como a presença e tamanho das clareiras, propriedades do solo, distúrbios antropogênicos e precipitação anual total podem influenciar na riqueza, composição, abundância e estrutura de espécies (Gillespie *et al.* 2000; Oliveira-Filho *et al.* 1998).

No Brasil, as Florestas Estacionais ocorrem basicamente em dois domínios florísticos-vegetacionais: o Amazônico e Atlântico (Veloso *et al.* 1991). No domínio Atlântico estas florestas variam de estacionais a ombrófilas (IBGE 1985), sendo classificadas por Veloso *et al.* (1991) como montanas aquelas que ocorrem acima de 600 m e submontanas entre 100-600m.

O Parque Estadual do Pico do Jabre localiza-se no Planalto da Borborema, no estado da Paraíba, região onde ocorre mancha de Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE 1985). Este tipo de floresta faz parte do complexo da Mata Atlântica, o mais ameaçado dos ecossistemas brasileiros (MMA 1998). O levantamento da flora vascular no Pico do Jabre apresentou alta riqueza florística com 315 espécies, dentre as quais, cerca de 12% são monocotiledôneas e 88% de eucotiledôneas (Agra *et al.* 2004). Não foram, ainda, registrados endemismos para a área.

1.2 - A MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA

Ao longo da floresta costeira brasileira, a Mata Atlântica, há grande diversidade de climas, entre o paralelo 3^o ao de 30^o de latitude sul, desde o Equatorial Úmido (tropical) ao Temperado (subtropical), com reflexo em sua composição florística (Vasconcelos Sobrinho 1971). Ocorrem grandes modificações em altitude, desde o nível do mar até 2.900 m, acompanhadas por mudanças abruptas no tipo e profundidade do solo e temperatura média do ar (Mantovani 2003). Com as mudanças na longitude e variações na precipitação ocorrem as florestas sazonais mais para o interior (Oliveira-Filho & Fontes 2003).

A Mata Atlântica apresenta alta taxa de endemismo para plantas (53,5%) o que demonstra sua singularidade botânica (Mori *et al.* 1981), com importância biológica em alguns de seus trechos mais relacionada aos níveis de endemismo que à riqueza total de espécies em diferentes escalas (Tabarelli & Mantovani 1999b). Estudos de distribuição de espécies animais e vegetais na Mata Atlântica (Haffer 1969; Brown 1979) dão suporte à hipótese de que a floresta costeira do Brasil é centro de endemismos para plantas e animais (Mori *et al.* 1981).

A Mata Atlântica não é formação homogênea (Tabarelli & Mantovani 1999), apresenta formações diferenciadas como as matas das planícies litorâneas, as de encosta e as de altitude (Joly *et al.* 1991), com predomínio de floresta de encosta no sul e sudeste (à exceção do Espírito Santo) e de terras baixas no nordeste do Brasil. Siqueira (1994) distingue dois blocos distintos, do ponto de vista biogeográfico, na Mata Atlântica: as regiões Nordeste e Sul/Sudeste, e o Espírito Santo com flora intermediária entre os dois.

No Nordeste, a floresta situada a norte do Rio São Francisco, nos estados de Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte, com pequenos enclaves no Piauí e Ceará é unidade biogeográfica que forma o centro de Endemismo Pernambuco (Prance 1982; 1987). A sua distinção do restante da Mata Atlântica brasileira se deve ao fato de sofrer a influência da biota Amazônica (Prance 1982; Rizzini 1963; Rodal & Nascimento 2002), da Mata Atlântica do Sul e Sudeste (Andrade-Lima 1960; 1982), da Mata Atlântica costeira do Nordeste (Rodal *et al.* 2005a), além da presença de espécies endêmicas da Caatinga (Giulietti *et al.* 2004). Para Cavalvanti & Tabarelli (2004) é mais uma constatação da importância biogeográfica do Centro Pernambuco para a compreensão da evolução das biotas Amazônica e Atlântica, local onde ocorreu parte das trocas bióticas entre as duas maiores regiões de florestas neotropicais durante o Cenozóico (Prance 1982). Evolutivamente, a Mata Atlântica esteve conectada com outras biotas sul-americanas, destacando-se a Floresta Amazônica, durante os períodos Terciário e Quaternário (Andrade-Lima 1982; Mori *et al.* 1981; Silva e Tabarelli 2000). Espécies de plantas lenhosas que ocorrem de forma disjunta na Mata Atlântica do Nordeste e na Floresta Amazônica são relatadas por Andrade-Lima (1982) e Bigarella *et al.* (1975). Estas disjunções são resultantes da ocorrência contínua da vegetação no passado, conectando as duas formações vegetais, hoje separadas pela Caatinga. Para Andrade-Lima (1982) as Florestas Estacionais Montanas situadas no interior do Nordeste em meio à Caatinga, denominado pelo autor como Brejos de Altitude, são testemunhas desta ocorrência conjunta.

Os tipos vegetacionais presentes na Mata Atlântica do Nordeste foram classificados em cinco: áreas de Tensão Ecológica (43,8%); Floresta Estacional Semidecidual (22,9%); Floresta Ombrófila Aberta (20,5%); Floresta Ombrófila Densa (7,9%) e Formações Pioneiras (6,1%) (IBGE 1985). Estes tipos vegetacionais já cobriram área contínua de cerca de 6,4% de toda a Mata Atlântica, com área aproximada de 76.938 km² (Tabarelli 2000).

Dentre as Florestas Montanas interioranas de Pernambuco e Paraíba, o Pico do Jabre é o que se apresenta com menor cobertura florestal: 5,52 Km², representando 0,58% do total da área remanescente destas formações na região (Tabarelli e Santos 2004).

1.3 - AS FLORESTAS MONTANAS

Os ecossistemas montanhosos ocorrem em todas as zonas climáticas do globo e cobrem aproximadamente 25% da superfície do planeta. Estas áreas apresentam combinação das seguintes características físicas e biológicas: elevação, alta inclinação, climas diversos, composição de espécies endêmicas e nativas relativamente elevada, e graus diversos de fragilidade e isolamento. São ecossistemas geológica e topograficamente muito diversificados o que causa grande diversidade biológica (Martinelle 2007).

Montanhas tropicais criam mosaicos de solos e gradientes climáticos que favorecem a divergências adaptativas, embora, indubitavelmente alterem a trajetória evolucionária de populações subdivididas, estas também definem padrões de distribuição da vegetação através de sua influência no clima regional (Dick & Wright 2005).

A microclimatologia de paisagens montanhosas depende da latitude, continentalidade e topografia. As únicas características climáticas ou meteorológicas que são típicas de ambientes montanhosos são a diminuições na pressão atmosférica e temperatura média, dependente da altitude (Körner 1999). Pequenas variações em distância horizontais e verticais em florestas montanhosas provocam variações nas características do solo, estrutura da vegetação e condições climáticas. O terreno acidentado produz heterogeneidade em pequena escala na floresta, estrutura do dossel, variações em inclinação e orientação, implicando em diferenças marcantes na entrada de energia solar (Motzer 2005) e na quantidade de umidade disponível, variável em função da exposição do lado da montanha (Hemp 2006).

No Brasil, há denominações locais para habitats montanhosos como: campos de altitude da Mata Atlântica, campos rupestres, campos de altitude da Amazônia, “tepuis”, Florestas Nebulosas e Florestas Montanas. Entretanto, não há qualquer documento oficial de biodiversidade que faça referência à biodiversidade de montanhas, embora o tema tenha sido focado na convenção de biodiversidade biológica, que o país é signatário desde 2002. Muitas áreas prioritárias para inventários biológicos e criação de unidades de conservação em vários biomas no Brasil estão em sítios de montanhas, designado por critérios gerais principalmente relacionados ao alto endemismo de seus remanescentes e/ou

beleza cênica (MMA 2002). Aqui as áreas montanhosas são tratadas como parte de outros biomas e regiões biogeográficas (MMA 1998, 2000, 2004 e 2006).

As montanhas mais altas no Brasil são encontradas na Amazônia e na Mata Atlântica (Serra de Mantiqueira). No entanto, muitas pesquisas em biodiversidade de montanhas se concentram em elevações dentro do Bioma Cerrado (campos rupestres) e nos campos de altitude da Mata Atlântica. A Amazônia e a Caatinga precisam ser melhor estudadas quanto a seus habitats montanhosos.

As ameaças por que passam estes ecossistemas são comuns a outros habitats montanhosos na região Neotropical: sensibilidade do solo a atividades antropogênicas que promove erosão e instabilidade; remoção da vegetação tampão em áreas circundantes, o que facilita invasões; baixa capacidade competitiva da flora local x invasoras; fogo; intensa extração de espécies atrativas da flora que muitas vezes são endêmicas ou raras; mineração; expansão urbana; agricultura de altitude; instalação de transmissoras de energia e comunicação; dificuldade com pouca proteção, monitoramento, restauração e conservação ex-situ e alta susceptibilidade a mudanças climáticas (Martinelli 2007). Na região tropical seca as áreas montanhosas ocorrem como pequenos bolsões de ambientes úmidos que funcionam como ilhas de ecossistemas, que ocorrem na forma de oásis, rios, lagos rasos, pântanos e assim como montanhas e serras isoladas. Estes ecossistemas funcionam como divisores críticos entre a criação de gado e abrigo de vida silvestre, especialmente em períodos de secas prolongadas (Mwaura & Kaburu 2009).

No Nordeste, as Florestas Estacionais localizadas nos topos e encostas das serras mais interioranas são privilegiadas quanto à umidade de solo e ar, temperatura e cobertura florestal quando comparadas à região semi-árida vizinha (Andrade-Lima 1964), e sofreram e continuam sofrendo intensa intervenção antrópica, responsáveis pela fragmentação da vegetação e empobrecimento da flora e fauna (Silva *et al.* 2006). O Pico do Jabre não foge a esta regra.

1.3.1 - As Florestas Montanas no Nordeste

Na Paraíba, assim como em Pernambuco, Rio Grande do Norte e Ceará, a vegetação é posicionada em cinturões de formações crescentemente áridas na direção oeste,

acompanhando as mudanças climáticas repentinas, variando da costa leste úmida até a região semi-árida a oeste (Oliveira-Filho *et al.* 1993). Há distinções claras entre a composição florística e a dominância estrutural entre florestas úmidas e secas com a formação de tipos florísticos e estruturais distintos (Lopes *et al.* 2008).

A origem das matas situadas nas áreas montanhosas e interioranas do semi-árido, as Florestas Montanas e Submontanas Estacionais ou Ombrófilas, já foi abordada por vários autores (Bigarella *et al.* 1975; Andrade-Lima 1982; AB'Sáber 1977). Nestas áreas a altitude reduz a temperatura e como consequência há maior amplitude térmica diurna e anual, que aumentam com a interiorização ou continentalidade (Andrade & Lins 1986). Embora não sejam efeitos muito fortes nos trópicos, estes não devem ser desprezados. Nestas regiões o efeito mais importante da altitude é o acréscimo na precipitação local, determinadas pelas circunstâncias em que se encontram as serras, especialmente quanto à sua exposição aos fluxos de massas de ar úmido (Domingues & Keller 1958).

Além de extremamente rica, a flora destas áreas possui representantes amazônicos e das florestas montanas do sul do país e da Mata Atlântica de terras baixas (costeira) do Nordeste (Tabarelli & Santos 2004; Santos 2002; Andrade-Lima 1982; Tavares *et al.* 2000). A influência destas formações se dá em diferentes graus. Ferraz *et al.* (2004) constatou que a flora destas áreas montanas interioranas é distinta daquela das Matas Costeiras, e, por vezes não apresenta similaridade florística com áreas próximas de Caatinga (Lyra 1982) ou similaridades tão baixas como 10% (Rodal & Nascimento 2002). Há, entretanto, aumento desta afinidade com a interiorização (Rodal *et al.* 2005). Em Pernambuco, as florestas das regiões elevadas apresentam pelo menos dois conjuntos distintos: um Atlântico e outro Interiorano (Tavares *et al.* 2000), com diferenças florísticas entre áreas em função de temperatura, vento e precipitação, fatores fisiográficos, orografia, e continentalidade (Rodal *et al.* 2005a; Nascimento 2001). No conjunto interiorano, constituído por Florestas Estacionais Rodal *et al.* (2008 a) apontou a existência de dois grupos: aquele ligado às florestas litorâneas mais úmidas (Mata Atlântica) e o outro mais próximo às formações xerofíticas (Caatinga). O Planalto da Borborema age como barreira geográfica que separa as floras úmidas das secas.

O relevo do Nordeste apresenta o Planalto da Borborema como principal acidente orográfico ao norte do Rio São Francisco. Tem superfície de 100 – 200 km de largura e

cerca de 250 km de norte a sul, com direção geral de nordeste para sudeste (Webb 1979) e atravessa os estados de Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte e Alagoas. É a grande barreira orográfica, em contraposição aos ventos predominantes de leste, e tende a concentrar a precipitação pluvial nas suas encostas orientais, com as posições a sotavento sujeitas a menos chuvas, e desempenha papel primordial na distribuição de diferentes condições climáticas na região (Webb 1979). O Planalto da Borborema é formado de resistentes rochas cristalinas de origem ígnea (granito) e metamórfica (gnaisses, xisto, quartzito) (Wanderley 2002) e não é unidade de relevo compacta, com ramificações. Nesta região, as barreiras orográfica, separando áreas de Florestas de Caatinga, podem ser tão pequenas como 100m (Lyra 1982). Ou seja, diferenças relativamente pequenas em altitude, orientação e exposição provocam gradientes acentuados de clima, precipitação, umidade do solo e vegetação (Webb 1979).

Grande parte das Florestas Montanas de Pernambuco e Paraíba está localizada nas encostas orientais da Borborema. Porém há outras serras onde ocorrem estas matas: a serra da Ibiapaba na divisa PI/CE; Serra do Cariri, na base da Chapada do Araripe, serras de Meruoca, Baturité, Pereiro e Uruburetama no CE; serra da Baixa Verde na fronteira norte de PE; a serra do Teixeira ao longo da divisa entre PE e PB bem como as de Triunfo e Taracatu (PE) e Água Branca (AL), todas sujeitas a intervenções antrópicas, formadoras de ilhas agrícolas (Webb 1979; Ducke 1959).

Na região da Borborema a precipitação é média devido à posição geográfica de anteparo para os ventos de sudeste que age como barreira para a umidade. Esta é responsável pelas áreas de seca, posicionadas em sua “sombra”: os Cariris Velhos na Depressão Sertaneja Setentrional, com sua parte oeste mais seca que a leste (Andrade & Lins 1986). Nas encostas orientais deste maciço estão localizadas grande parte das Florestas Úmidas e Semidecíduas associadas com a altitude. A altitude 500 m é considerada a cota altimétrica de limite entre Caatinga e Florestas Montanas (Andrade-Lima 1960; Ferraz *et al.* 2003; Agra *et al.* 2004; Ducke 1959), com faixa sub-úmida de transição geralmente nas cotas entre 500 – 700 m e, à medida que se chaga a cotas mais baixas se instala a caatinga, com diminuição de porte e densidade e a substituição de espécies (Ferraz *et al.* 2003).

Os estudos realizados nas Florestas Montanas do Nordeste revelam flora e padrões de ocorrência diversos (Rodal *et al.* 2008; Ferraz *et al.* 2004; Moura & Sampaio 2001; Tavares

et al. 2000). Andrade-Lima (1964) considera que a dispersão das suas espécies típicas não pode ter acontecido nas atuais condições ecológicas da região. As variações climáticas durante a época do Pleistoceno explicam a origem das mesmas, quando matas úmidas penetraram nos domínios da Caatinga, e durante seu recuo nos períodos interglaciais, estas ilhas de vegetação úmida permaneceram nos locais de microclima favorável (Andrade-Lima 1982; Bigarella *et al.* 1975). Para Andrade-Lima (1982) seria a explicação do paralelismo entre a flora amazônica e nordestina, ocorrendo preferencialmente nas florestas de terras baixas do nordeste, conexões biogeográficas estas, também sugeridas por Prance (1979; 1989). A baixa similaridade florística encontrada entre as florestas serranas de Pernambuco (Moura & Sampaio 2001) levou os autores a sugerir que cada Floresta Montana interiorana atual, se tornou um relicto deste manto único de épocas geológicas passadas, e os fragmentos resultantes das mudanças climáticas contém seu subconjunto de espécies, sob diferentes condições físicas e significativas diferenças florísticas.

Estudos palinológicos são escassos na região nordeste. O pioneirismo de Oliveira *et al.* (2000), que estudou as dunas do Rio São Francisco, identificou mudanças na vegetação e clima durante os últimos 11.000 anos, com ocorrência de pólen de taxa da Amazônia, Mata Atlântica e Floresta Montanhosa, corroborando a existência de condições climáticas muito úmidas no final do Pleistoceno (10.990-10.000 anos AP). Behling *et al.* (2000) estudou o pólen de sedimentos marinhos no Nordeste e encontrou o predomínio da vegetação semi-árida da Caatinga na região no período de 42.000 a 8.500 anos AP, exceto durante o intervalo entre 15.500 e 11.800 anos AP, o período mais úmido registrado para a região. Estas são evidências das flutuações climáticas, de seco e quente para úmido e frio, na Caatinga ao longo do Quaternário.

Os poucos resultados já obtidos suportam a hipótese que houve condições ambientais adequadas durante o final do Pleistoceno que permitiram trocas florísticas entre a Floresta Amazônia e a Mata Atlântica.

1.3.2 - As Florestas Montanas na Paraíba

O território da Paraíba está situado em sua maior parte na Província Geotectônica da Borborema, com menor porção na Província Costeira (Lima 1982). De leste a oeste há unidades morfológicas bem definidas: a Planície Litorânea arenosa com altitude de até 10

m; os Baixos Platôs Sedimentares, de ondulação suave, e altitude entre 40 m no litoral até 180 m no interior; a Depressão Sublitorânea entre os Baixos Platôs e o Planalto da Borborema; o Planalto da Borborema, a unidade mais marcante do estado com estrutura de maciços e a Depressão Sertaneja, a noroeste do estado com altitudes entre 200-250 m (Lins & Medeiros 1994). As variações na geomorfologia juntamente com as variações climáticas resultam nas variações na vegetação ao longo do estado, onde ocorre no litoral vegetação Pioneira, Campos e Matas Úmidas e no interior as formações de Agreste, Caatinga e Florestas Montanas, localmente chamadas de Matas Serranas (Carvalho & Carvalho 1985).

Na Paraíba as Florestas Montanas são formações florestais úmidas quando localizadas na vertente leste da Borborema e estacionais quando no topo das serras no interior da Caatinga (Agra *et al.* 2004). Rodal *et al.* (2008) encontrou diferenças florísticas entre as Florestas Estacionais Montanas do Nordeste relacionadas à vertente leste ou oeste da Borborema, em função das diferenças no número de meses secos e do volume de precipitação em cada posição da vertente.

As áreas legalmente protegidas na Mata Atlântica e seus ecossistemas associados na Paraíba perfazem um total de 13.000 ha, com seis Unidades de Conservação (excluindo as RPPN) (Tabarelli 2001). Somente duas delas estão em áreas Florestas Montanas, o Parque Estadual do Pico do Jabre, na região do Sertão e a Reserva Ecológica da Mata do Pau Ferro (Agra *et al.* 2004), na região do Agreste.

O Parque Estadual do Pico do Jabre situa-se entre os municípios de Maturéia e Mãe D'água entre os paralelos 06°02'12'' e 08°19'18'' de latitude sul e entre os meridianos de 34°45'12'' e 38°45'45'' de longitude Oeste. É o ponto de cota mais elevada da Paraíba (1.197 m) e do Nordeste Setentrional (Moreira 1989). A Serra de Teixeira, onde se encontra o Pico do Jabre, está no setor do Planalto Central da Borborema, no trecho compreendido pelo povoado de Cacimbas. Seu formato é alongado, com direção WSW-ENE (Figura 1.1), com cerca de 100 Km de extensão e 10Km de largura (SUDEMA 1994).

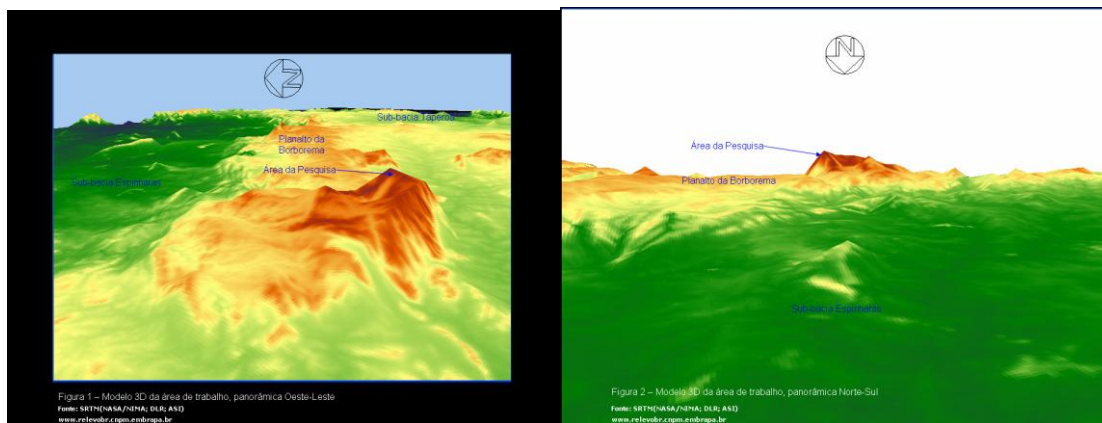


Figura 1.2: Panorâmica Leste-Oeste e Norte-Sul da Serra Residual de Teixeira localizada no Planalto da Borborema no Sertão da Paraíba. Fonte: SRTM(NASA/NIMA;DLR;ASI 2007)

No Pico do Jabre se observa a maior diferença de altitude em toda a borda da Borborema, do topo da serra às áreas mais baixas na Depressão Sertaneja o desnível chega a atingir 500 m (Borges & Maciel 2003). Ao norte do Pico está a Depressão Sertaneja, a leste o Cariri paraibano e ao sul o Pajeú pernambucano (Figura 1.1). O sistema de serras próximo ao Pico é divisor de águas, com os riachos a leste correndo para a bacia hidrográfica do Taperoá (Paraíba), ao sul para o Pajeú – São Francisco e ao norte para a bacia hidrográfica do Coremas – Açu (Ramos 2003).

A vegetação do Pico do Jabre é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE 1985), dentro do domínio da Mata Atlântica *sensu lato* (Oliveira-Filho & Fontes 2000), com elementos de mata úmida e da Caatinga (Agra *et al.* 2004). Observação mais atenta aponta mosaicos de fisionomias distintas como resultado da variação topográfica, declividade, substrato e microclima. A floresta Estacional Semidecidual predomina nas cotas mais elevadas, onde há maior diversidade florística, e nas cotas menores ocorre a Caatinga (Agra *et al.* 2004). Santos & Tabarelli (2004) classificaram a vegetação do Pico do Jabre como floresta Ombrófila Montana, e com a menor cobertura vegetal (5,52 km²), dentre 15 áreas em Pernambuco e Paraíba, abaixo de 1.000 ha. A área é considerada de altíssima prioridade para ações conservacionistas ([HTTP://www.conservation.org.br/ma/](http://www.conservation.org.br/ma/)).

A primeira lista florística produzida para o Parque Estadual do Pico do Jabre registrou grande diversidade. Foram amostrados cerca de 2.000 espécimes de 76 famílias, 207 gêneros e 315 espécies, com somente um registro para Pteridófitas. As monocotiledôneas

perfizeram cerca de 12% e, as eucotiledôneas 87,7%. As famílias mais ricas foram Euphorbiaceae (20 espécies), Asteraceae (18), Mimosaceae (16), Solanaceae (13) e Bromeliaceae, Caesalpiniaceae, Fabaceae, Rubiaceae e Bignoniaceae (11 cada), sem registros de endemismos. Uma nova espécie foi descrita: *Solanum jabrensis*, sem distribuição restrita à área (Agra *et al.* 2004).

1.4. - REGENERAÇÃO NATURAL

A ênfase de estudos florísticos e fitossociológicos em florestas em geral está centrada no componente arbóreo, onde se encontra a maior parte da biomassa florestal de maior importância econômica. Estudos nos estratos arbustivo e herbáceo são menos comuns e vistos como complementares. Entretanto, o conhecimento da estrutura e composição florística da regeneração natural é fundamental para a maior compreensão da estrutura florestal, especialmente em estudos de dinâmica de populações de plantas (Carvalho 1982).

Sementes e plântulas participam de vários processos ecológicos em vegetações terrestres, desde processos envolvendo populações (persistência, dispersão, variabilidade genética) até a distribuição, dinâmica e diversidade de grandes unidades de vegetação (comunidades, paisagens e flora local) (Grime & Hillier 1992).

O recrutamento de plântulas é processo multifase, abrangendo a produção de sementes, dispersão, germinação, estabelecimento e subsequente sobrevivência das plântulas (McAlpine & Jesson 2008). A expectativa é que em comunidades vegetais em equilíbrio ocorra: grande produção de sementes, com germinação satisfatória e, a princípio, alta taxa de mortalidade, que diminuiria com o aumento da idade das plantas, até que se completasse a sequência em que as árvores estariam em idade de produção de sementes (Daubenmire 1968).

O termo regeneração natural apresenta variações em seu emprego. Rollet (1974) o classifica, dentro do estoque florestal, como aquelas fases juvenis das espécies, como plantas com DAP inferiores a 5 cm, incluindo as fases iniciais de estabelecimento e crescimento das plantas. Há outros critérios de inclusão para as espécies constituintes da regeneração. Lamprecht (1990) adota a altura igual ou superior a 30 cm e com DAP de até 10 cm. Mas, a maioria dos estudos segue seu próprio critério de inclusão.

A regeneração natural faz parte do processo de restabelecimento do ecossistema florestal e é parte do ciclo de crescimento da floresta, nas fases iniciais de seu estabelecimento e desenvolvimento. Estudos de regeneração natural permitem previsão do desenvolvimento futuro da floresta e seu comportamento, por informarem a relação e a quantidade de espécies do estoque da regeneração natural, assim como suas dimensões e distribuição na área (Carvalho 1982). Entender o que determina o sucesso de cada estágio no processo de recrutamento permite o entendimento de como espécies invasoras se disseminam, persistem e caracterizam os estágios críticos para o manejo destas espécies em áreas naturais (McAlpine & Jesson 2008).

O estágio de plântula é o mais afetado por condições adversas, e a sobrevivência sofre grande influência de condições bióticas e abióticas (Ibañez & Schupp 2001). A mortalidade é mais concentrada na fase jovem das plantas (Haper 1977), ou seja, os estágios mais críticos à sobrevivência da semente são a germinação, a sobrevivência e crescimento inicial das plântulas (Grubb 1995). Entender a influência dos fatores bióticos e abióticos é importante para a compreensão da dinâmica da floresta e para a tomada de medidas para restauração e conservação dos ecossistemas. O conceito de nicho regenerativo de Grubb (1977) enfatiza a importância dos requerimentos para o estabelecimento de plântulas no controle da dinâmica da comunidade e no longo caminho para o entendimento das respostas de comunidades de plantas às condições ambientais. Os estudos de Luzuriaga & Escudero (2008) em campos de gramíneas no Nordeste da Espanha mostraram a importância das diferenças nas condições de regeneração no desenvolvimento das comunidades de plantas, a relevância dos diferentes estágios de vida nos estudos e consideraram que variáveis bióticas têm maior importância que as abióticas na determinação do recrutamento de espécies.

O conhecimento sobre a regeneração natural em florestas montanas no Nordeste ainda é incipiente e os resultados aqui alcançados contribuirão para suprir esta lacuna nos estudos ecológicos da região e na área do Pico do Jabre.

1.4.1 - Fatores abióticos e a regeneração natural

1.4.1.1 - Disponibilidade de água e sazonalidade

Ambientes tropicais sazonais sofrem condições mais severas e variáveis que em ambientes úmidos, e as espécies estão mais sujeitas a estresse durante os processos de sucessão (Ceccon *et al.* 2006). As condições abióticas provocam o surgimento de padrões heterogêneos no espaço e tempo, assim como na disponibilidade de recursos, controlando os padrões fenológicos (Singh & Kushwaha 2005), a produção de sementes, germinação e a sobrevivência e estabelecimento das plântulas (Lieberman & Li 1992; Gerhardt 1998). Nas florestas tropicais, a sazonalidade, a heterogeneidade espacial e temporal de disponibilidade de recursos permitem a germinação das sementes somente em períodos limitados, quando há condições favoráveis de luz, nutrientes e água para o estabelecimento (Ceccon *et al.* 2006; 2002; Rincón *et al.* 1999; Khurana & Singh 2001). A germinação é maior nos meses úmidos (Ramírez 1996; Ceccon *et al.* 2002) com o aumento progressivo do recrutamento e diminuição da taxa de mortalidade durante a estação chuvosa (Lieberman & Li 1992), assim como redução da porcentagem de sobrevivência durante a estação seca (Ceccon *et al.* 2004).

O estresse hídrico é determinante para a sobrevivência de plântulas (Turner 1990). Mesmo curtos períodos secos na estação úmida têm efeito importante na disponibilidade de umidade no solo, pois provocam secas severas em clareiras que afetam particularmente as espécies pioneiras, especialmente de plântulas com sistema radicular superficial (Engelbrecht *et al.* 2006). A resposta à suplementação de água por irrigação nos meses secos promove o aumento no crescimento e sobrevivência de plântulas e é praticamente sem efeito no estágio de mudas (Paine *et al.* 2009).

A variabilidade temporal e espacial no conteúdo de água do solo, mediado pelo tempo de emergência e tamanho das sementes, desempenha papel crucial na dinâmica da regeneração em florestas de carvalho no Mediterrâneo (Urbieto *et al.* 2008). As variações na disponibilidade de água na estação seca afetaram de forma diferente o recrutamento e sobrevivência geral das plântulas, modificando a estrutura das comunidades, e interferiram na relação entre a disponibilidade de água, a associação de habitats e a riqueza de espécies arbóreas (Paine *et al.* 2009).

Em florestas úmidas a mortalidade de plântulas induzidas pela seca pode ser muito severa e também importante agente seletivo (Elgenbrecht *et al.* 2006). É possível que plântulas de espécies tropicais que vegetam em ambientes secos enfrentem menos impacto no recrutamento em função de secas, sendo assim, o efeito da seca no recrutamento pode ser mecanismo importante limitando a distribuição de espécies (Engelbrecht *et al.* 2005). Em regiões tropicais sujeitas a estações secas regulares estes períodos estão sempre associados ao aumento da mortalidade e redução no crescimento de plântulas (Daws *et al.* 2002; Veenendaal *et al.* 1996). Engelbrecht *et al.* (2006) apresentou fortes evidências que mesmo curtos períodos secos (≥ 10 dias) durante a estação úmida afetam a sobrevivência de espécies pioneiras, e assim interferem na demografia e dinâmica da comunidade, por afetar de forma diferencial o sucesso do recrutamento de espécies pioneiras em florestas tropicais. Plântulas estão mais propensas a estresse em estações secas pelo pequeno desenvolvimento de seu sistema radicular (Condit *et al.* 1995). Slot & Poorter (2007) demonstraram que a resposta e estratégias de tolerância à seca são inerentes às espécies e diferenciadas entre espécies de florestas úmidas e secas. Assim, a sobrevivência de plântulas à secas periódicas é fator determinante para o crescimento e conseqüentemente da composição de espécies em florestas úmidas e secas (Khurana & Singh 2001). Poorter & Markesteijn (2008) indicaram características morfológicas e fenológicas como tão importantes quanto as fisiológicas para a sobrevivência de plântulas nos períodos secos, com espécies de florestas úmidas e secas apresentando diferentes estratégias para sobrevivência à seca. Em árvores adultas a água é um dos fatores principais que limitam o estabelecimento de plântulas em diversos ecossistemas. A deficiência interna de água interfere na capacidade da plântula em atingir o tamanho necessário para suportar condições adversas futuras, como herbivoria ou seca prolongada (Brown 1995; Kozlowski 1968).

1.4.1.2 - Disponibilidade de recursos nutricionais

Na ausência de distúrbios, as características do sítio tem efeito significativo nos padrões de abundância de espécies nos estádios de mudas (Collins & Carson 2004). Árvores e plântulas têm níveis diferentes de associações com variáveis edáficas como matéria orgânica, nutrientes, textura e umidade do solo (Webb & Peart 2000), assim como a posição topográfica, que pode ter efeito impactante nos padrões de emergência e sobrevivência de plântulas (Daws *et al.* 2005). Todavia, nem sempre as associações com o

ambiente encontradas para plântulas explicam os padrões observados para plantas adultas (Daws *et al.* 2005).

Sabe-se que modificações topográficas causam heterogeneidade em florestas tropicais alterando a distribuição de espécies adultas (Harms *et al.* 2001), seja por atuar em fatores relacionados à formação de clareiras, disponibilidade de água no solo e profundidade da serapilheira (Becker *et al.* 1988), altura da copa (Clark *et al.* 1996), pH e capacidade de troca catiônica (Silver *et al.* 1994) ou variações na disponibilidade de matéria orgânica e distribuição de nutrientes nos solos (Silva Júnior 1995, 1998, 2001).

Pequenas diferenças nos níveis de recursos têm papel relevante na formação de microhabitats, afetando a composição e dominância da composição inicial de espécies na sucessão (Carson & Pickett 1990), e o estabelecimento de espécies invasoras (McAlpine e Jesson 2008). Há situações onde o estabelecimento de plântulas de espécies dominantes ocorre em grande amplitude de condições de microhabitat (Páez & Marco 2000). Condições do microsítio como porcentagem da luz incidente, distância do vizinho próximo, cobertura e profundidade da serapilheira podem restringir a abundância e o estabelecimento das plântulas (Páez & Marco 2000).

A interação de fatores como o efeito da cobertura do dossel e cobertura do solo por serapilheira pode provocar a melhoria do microhabitat pelo aumento da disponibilidade de nutrientes e água, favorecendo o crescimento de plântulas e ervas (Gutiérrez *et al.* 1993).

Há ausência de estudos sobre a classificação solo, fertilidade e características físicas do solo na área do Pico do Jabre, que serão parcialmente fornecidos neste estudo contribuindo para o aumento de conhecimentos do meio físico em que vegeta a Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre.

1.4.2 - Fatores bióticos

Fatores bióticos como padrões temporais (Hastwell & Facelli 2000) e espaciais da dispersão das sementes, germinação e estabelecimento das plântulas (McAlpine & Jesson 2008), mortalidade (Houle 1996), limitações na dispersão de sementes (Denslow *et al.* 2006), variações interespecíficas na dispersão, sucesso no estabelecimento e características

do crescimento das plântulas (Dalling & Hubbell 2002) também influenciam no recrutamento das espécies. Grubb (1995) sugeriu que os padrões heterogêneos na dispersão de sementes e fatores ambientais favorecem o recrutamento em um local em detrimento de outro, em florestas tropicais pluviais.

Estudos de comunidades de plântulas de espécies arbóreas tropicais são pouco comuns apesar da sua importância largamente reconhecida para a compreensão dos processos de regeneração. Nas florestas tropicais brasileiras estes estudos são ainda mais escassos, com alguns exemplos como os desenvolvidos por Alves & Metzger (2006), Salles & Schiavinni (2007), Higushi *et al.* (2006), Salis *et al.* (1995), Meira-Neto & Martins (2003), Grombone-Guarini & Rodrigues (2002), Toniato & Oliveira-Filho (2004) e Santiago *et al.* (2004). Em Florestas Montanas interioranas do nordeste existe o trabalho pioneiro de Oliveira *et al.* (2006) realizado na Floresta Ombrófila Aberta na Reserva Ecológica da Mata do Pau Ferro na Paraíba, portanto os dados gerados pelo presente estudo ampliarão o conhecimento sobre a regeneração natural em florestas montanas no Nordeste.

1.5 - AS RELAÇÕES ESPÉCIE E AMBIENTE

A composição florística e estrutura regionais sofrem a ação de fatores como clima (Punyasena *et al.* 2008; Yang *et al.* 2007; Trejo & Dirzo 2002), precipitação (Hély *et al.* 2006) e dentro de cada microrregião climática fatores como altitude, propriedades químicas do solo e topografia são também importantes (John *et al.* 2007; Lieberman *et al.* 1985; Austin & Greig-Smith 1968; Silva Júnior 1998, Oliveira-Filho *et al.* 1998; Clark *et al.* 1998, 1999 b; Swaine 1996,). As variações locais do clima possibilitam a coexistência de ecossistemas distintos em áreas contíguas ou relativamente próximas.

As variáveis abióticas moldam as características básicas nas comunidades e determinam os principais conjuntos florísticos sobre a terra. As interações entre as espécies, no entanto, dão o suporte para diversos mecanismos e processos que ocorrem nos ecossistemas (Harper 1977) e variáveis bióticas como a dispersão de sementes, predação, polinização e herbivoria adquirem grande importância nas comunidades vegetais (Tonhasca Júnior 2005). A importância de mecanismos de dispersão como estratégia reprodutiva se evidencia na grande diversidade de adaptações morfológicas e fisiológicas adquiridas pelas plantas que tornam mais fácil o transporte de diásporos por animais, vento ou água

(Almeida-Cortez 2004). A partir daí torna-se possível a regeneração e sucessão em ecossistemas, com magnitude e rapidez dependentes da intensidade, duração e extensão de eventos naturais ou antrópicos.

As florestas tropicais mostram tendências nos padrões de crescimento, distribuição (Baker *et al.* 2003) e de riqueza de espécies ao longo de gradientes ecológicos, com diferentes mecanismos de causas, manutenção e origem (Silva Júnior 1995, 1998, 2001; Givinish 1999). Há muitas variáveis ambientais complexas que interagem afetando a variação espacial na abundância, riqueza e diversidade de espécies arbóreas, incluindo tanto fatores ambientais como mudanças ambientais provocadas pelo homem, cuja maior ou menor importância depende da escala de observação. Em escalas espaciais relativamente pequenas, variações em propriedades físicas e químicas do solo (Poulsen 2006), na topografia (Cielo-Filho *et al.* 2007; Silva Júnior 1995, 1998, Oliveira-Filho *et al.* 1998) e as intervenções antrópicas (Toniato & Oliveira-Filho 2004) têm papel importante na condução da estrutura da comunidade. O declínio na diversidade e composição de espécies causados pela degradação na floresta, normalmente são provocados por distúrbios intensos e duradouros (Murphy & Lugo 1986; Sagar & Singh 2004), enquanto em níveis intermediários podem levar a maior diversidade (Molino & Sabatier 2001) e riqueza (Connel 1978; Huston 1979) pelo aumento da heterogeneidade ou diminuição da exclusão competitiva. Larphen *et al.* (2009) observou que o efeito de fatores ambientais ou antrópicos diferem em função do estágio de desenvolvimento da planta, em floresta decídua na Tailândia..

Gradientes ecológicos de riqueza de espécies arbóreas refletem o efeito de condições climáticas e edáficas nos inimigos naturais, na tolerância a sombra, na evolução da endozocoria e na intensidade de competição entre plantas (Givinish 1999). Em gradientes de altitude, uma série de efeitos em cascata na fertilidade do solo, defesa anti-herbivoria e nível de mortalidade dependente da densidade, pode ser responsável pela queda na diversidade com a altitude e ser consistente com a baixa diversidade beta e maior área basal nas maiores altitudes (Vásquez & Givinish 1998).

1.6 - MODELOS PARA A DIVERSIDADE

As florestas na região tropical possuem grande parte da riqueza de espécies da terra, um padrão largamente reconhecido e constatado (MacArthur 1965; Pianka 1966). Os estudos de Gentry (1982, 1985, 1988, 1995) na região Neotropical detectaram padrões básicos na diversidade de plantas, e ele constatou que a precipitação anual total provoca maior diversidade local de espécies (Gentry 1982, 1988), embora pareça haver um limite máximo, até 2.000 mm, acima do qual esta relação parece deixar de existir, pelo menos em locais da região Amazônica (Ter Steege *et al.* 2000).

Há diversos modelos e teorias acerca dos mecanismos que determinam e mantêm a diversidade de espécies (Tilman 1999; Chesson 2000; Ashton & LaFrankie 2000; Leigh *et al.* 2004; Hubbel 2001) e a heterogeneidade física e temporal no ambiente foram considerados por longo tempo como mecanismos fortes condicionantes da diversidade. A co-existência de espécies mantendo a alta diversidade prescinde de nichos diferenciados em vários graus em um ambiente heterogêneo (Ashton 1969; Tilman 1982; Palmer & Dixon 1990; Plotkin & Muller-Landau 2002).

O modelo de assembléia por nicho propõe que a heterogeneidade ambiental favorece a coexistência de espécies, suprindo as necessidades de habitats para as diversas espécies e suas especificidades (Leigh 1999; Wright 2002). Hipóteses de alta diversidade construídas a partir da diferenciação de nichos têm como foco as diferenças na topografia do ambiente e sua variação entre locais (Hoffer *et al.* 2008; Svenning *et al.* 2009), particularmente com respeito à disponibilidade de água (Daws *et al.* 2002; Oliveira-Filho *et al.* 2001; Van der Berg & Oliveira-Filho 1999; Becker *et al.* 1988); à fertilidade do solo (Pereira *et al.* 2007; Vázquez & Givinish 1998); à temperatura (Pendry & Proctor 1996); à inimigos naturais (Givinish 1999; Vázquez & Givinish 1998) e à exposição ou orientação local (Bader & Ruiten 2008). Por esta teoria de assembléia de nicho, as espécies se distribuem em mosaicos, determinados por fatores edáficos ou outras características ambientais (Gentry 1988; Clark *et al.* 1998, 1999 b; Svenning 1999; Leigh *et al.* 2004).

Evidências de que, em alguns casos, a heterogeneidade ambiental não tem dado grande contribuição para maior diversidade (Valencia *et al.* 2004) levou ao questionamento se a heterogeneidade e os distúrbios ambientais explicam, por si só, a alta diversidade de

espécies em florestas tropicais (Pereira *et al.* 2007). Recentemente surgiu a idéia que a dispersão de sementes do conjunto de espécies regionais controla as comunidades, pressupondo que as comunidades locais são governadas por pressões ecológicas mediadas pela limitação de propágulos e estocasticidade demográfica (Hubbell 2001), levando ao surgimento de novas abordagens considerando a interação de fatores e o papel de eventos estocásticos (Tilman 1999; Chesson 2000; Hubbell 2001; Leigh *et al.* 2004), surgindo então as teorias neutras (Hubbell 2001).

As teorias neutras em ecologia buscam captar a influência da especiação, extinção, dispersão e pressões ecológicas na abundância relativa de espécies, supondo que todas as espécies são demograficamente semelhantes em base per capita (Volkov *et al.* 2003). A teoria neutra da diversidade de Hubbell (2001) tem desafiado a visão clássica baseada no nicho para explicar a estrutura ecológica de comunidades, e foi considerada por (Alonso *et al.* 2006) como a primeira teoria ecológica que tem grande aproximação com a realidade. A flutuação da composição de espécies de forma aleatória dá ênfase a esta teoria, ou seja, as espécies são iguais competitivamente, e as diferenças florísticas são criadas de forma completamente aleatória, mas espacialmente limitada pela dispersão de espécies que evoluíram em diferentes áreas. A grande limitação de sementes (Dalling *et al.* 2002b) e a distribuição de espécies independente do ambiente (Tuomisto *et al.* 2003) são evidências que dão suporte a estes postulados, embora ambos possam atuar conjuntamente nas diferenças em variações florísticas entre comunidades (Tuomisto *et al.* 2003; Svenning *et al.* 2009), e em função da escala de estudo (Condit *et al.* 2002). Estes dois conceitos de organização da comunidade foram chamados respectivamente de assembléia de nicho e assembléia por dispersão (Hubbell 1997).

Entender qual das hipóteses explica melhor o modelo que atua nas comunidades é muito importante do ponto de vista da conservação da biodiversidade, manejo de florestas e para o planejamento e interpretação de pesquisas ecológicas. Se há predomínio da heterogeneidade de habitat, as espécies são distribuídas em mosaicos, e se há limitação por dispersão, há uma substituição gradual do conjunto de espécies entre áreas distantes. Estes padrões devem ser considerados na delimitação de reservas naturais e determinação de suas representatividades, assim como na estimativa da quantidade de produtos florestais exploráveis (Tuomisto *et al.* 2003).

Considerando os argumentos destas duas abordagens, Leigh (1999) concluiu que nas comunidades de plantas tropicais existem vários gradientes de comunidades arbóreas, as quais são consistentemente relacionadas a variáveis ambientais. Pereira *et al.* (2007) reforçou que embora os distúrbios e a especialização do habitat não possam explicar completamente a alta diversidade de florestas tropicais, estes não podem ser totalmente descartados como fatores promotores de diversidade intra e inter comunidades. Sendo assim, a coexistência de espécies não pode ser atribuída puramente ao acaso (Svenning *et al.* 2004), mas a uma série de fatores que desempenham papéis na organização da comunidade, entre eles a heterogeneidade ambiental e trocas associadas (Leigh 1999; Leigh *et al.* 2004; Ozinga *et al.* 2005).

Ozinga *et al.* (2005) considera que ainda não está clara a importância relativa de cada processo (baseado no nicho e na dispersão) na composição local de espécies de plantas. No entanto, estudos conduzidos em florestas tropicais têm demonstrado que, mesmo em escala pequena, as variáveis ambientais podem influenciar na composição da comunidade (Oliveira-Filho 1994; Silva Júnior 1988, 2004; Oliveira-Filho *et al.* 1997 a; Rodrigues *et al.* 1989; Van der Berg & Oliveira-Filho 1999; Cardoso & Schiavini 2002; Aiba *et al.* 2004), assim como aqueles relacionados a limitação em dispersão (Cielo-Filho *et al.* 2007).

1.7 - OS SOLOS

O triângulo ambiental básico que caracteriza a necessidade das plantas e o funcionamento dos ecossistemas consiste em: radiação solar, água e nutrientes, tanto para ecossistemas terrestres como aquáticos, sem que se deixe de considerar fatores como classe de solo, relevo e substrato geológico (Resende *et al.* 2002). As plantas apresentam diferenças quanto ao nível de tolerância e necessidades do ambiente, de forma que sua distribuição ou abundância variam ao longo de gradientes ambientais (Swaine 1996). Este conceito que levou à elaboração de mapas de distribuição de espécies que constataram, em alguns casos, associações claras entre a ocorrência de espécies e as condições ambientais (Hall & Swaine 1981).

O solo pode ser melhor estratificador de ambientes que o clima, a geologia ou qualquer outro fator ambiental (Resende & Resende 1983). Pequenas distâncias e a topografia podem causar variações no solo e acarretar o surgimento de padrões complexos na

disponibilidade de recursos, como radiação solar direta, água e nutrientes, que, por sua vez, podem influenciar na vegetação, na sustentabilidade agrícola, na instabilidade à erosão, nos desbarrancamentos e na biodiversidade (Resende *et al.* 2002).

Para Robert *et al.* (2007) a distribuição de espécies é determinada pelo solo e por fatores do habitat em escalas de paisagem ($< 10^4$ Km²) e regional (< 1 Km²). Os autores verificaram que a distribuição espacial de 36-51% das espécies arbóreas em três sítios de Floresta Úmida Semidecídua de Terras Baixas no Panamá, estavam fortemente associadas a distribuição de nutrientes no solo. Os autores descartaram a hipótese de associações por dispersão neutra ou aleatória (Hubell 2001) para explicar as associações planta-solo e os tamanhos de nichos das espécies. Clark *et al.* (1996) demonstrou que aproximadamente 30% das espécies mais comuns de árvores e palmeiras tiveram distribuição relacionadas ao tipo de solo e/ou posição topográfica, em escala de paisagem, em Floresta Tropical Pluvial da Costa Rica. Na mesma região, em mesoescala, Clark *et al.* (1998), mostrou, em gradiente edáfico relativamente estreito, que a distribuição de nove espécies arbóreas estava associada primeiramente ao tipo de solo, seguido da posição topográfica e ângulo de inclinação do terreno.

A diferenciação de nicho com respeito à disponibilidade de água do solo é fator direto e determinante para a distribuição de espécies arbóreas tropicais tanto em escala local como regional (Engelbrecht *et al.* 2007). Sendo assim, é esperado que a diferença na sensibilidade à seca molda a distribuição de espécies em florestas tropicais. Segundo Murphy & Lugo (1986), em Florestas Sazonais Secas ou Matas Secas a disponibilidade hídrica afeta a distribuição das espécies arbóreas, juntamente com fatores topográficos (elevação, inclinação e aspecto) e propriedades físicas do solo (Cielo-Filho *et al.* 2007) são potencialmente controladoras da composição local de espécies por atuarem em conjunto no fornecimento de umidade do solo.

O estudo em escala de paisagem de Nichols *et al.* (1998) na ilha se Rhode apontou que a drenagem do solo foi a medida de heterogeneidade morfológica que melhor previu a riqueza de plantas vasculares, pela relação de significância entre a heterogeneidade na inclinação e/ou aspecto e a riqueza de espécies de árvores e lenhosas nativas, corroborando a importância da disponibilidade de água para a abundância e distribuição de espécies de plantas. Assim, a disponibilidade de água nos períodos secos, mais críticos para as plantas,

pode variar em função da precipitação e características do solo ou topografia, e forma diferentes nichos em florestas tropicais, o que resulta nos padrões de distribuição de espécies. Entretanto, outros fatores podem covariar com os anteriores como luz, disponibilidade de nutrientes e pressão por patógenos (Engelbrecht *et al.* 2007).

1.8 - A TOPOGRAFIA, A ALTITUDE E A DIVERSIDADE

Em ecossistemas montanhosos as mudanças de temperatura e umidade ao longo do gradiente de altitude exercem controle ambiental na distribuição da vegetação na região tropical de maneira análoga às florestas montanhosas temperadas (Whittaker 1967). Nos trópicos, fatores como latitude, continentalidade, isolamento e os padrões de circulação dos ventos interferem nas mudanças ambientais que acompanham os gradientes de altitude (Sherman *et al.* 2005). Há também modificações na pressão atmosférica, radiação solar, aceleração das massas de ar e maior nebulosidade auxiliando na precipitação (Jones 1992).

A topografia é fator que, em escala local, provoca variações na estrutura de florestas tropicais, devido a sua interferência em propriedades do solo, particularmente no regime do lençol freático e na fertilidade natural (Bourgeron 1983). Há fortes evidências das relações entre o relevo e a riqueza de espécies nos trópicos (Lieberman *et al.* 1985; Basnet 1982; Clark *et al.* 1995, 1998).

Em estudos de escala ampla, a heterogeneidade ambiental, especialmente relacionada à topografia e solos, afetou a riqueza de espécies em florestas montanas semidecíduas na região da Mata Atlântica do Sudeste do Brasil (Espírito-Santo *et al.* 2002; Sousa *et al.* 2003; Machado *et al.* 2004), causando variações na vegetação (Oliveira-Filho & Fontes 2000). Em escalas menores, a distribuição de indivíduos tem recebido menor atenção, embora as variações locais na topografia promovam mosaicos de microhabitats que mantêm a complexidade e diversidade em ecossistemas (Austin *et al.* 1972, Silva Júnior 1995, 1998).

Daws *et al.* (2002) demonstrou que a posição topográfica afeta o regime de água nas inclinações em uma floresta semidecídua no Panamá, com evidências ecológicas que variações topograficamente induzidas no regime de água contribuem para a especialização de habitat e, desta forma, contribui para a manutenção da alta riqueza em espécies em

florestas tropicais. Trejo & Dirzo (2002) sugeriram que, em Florestas Estacionais no México, a diversidade aumenta com o aumento do potencial de disponibilidade de água (índice de evapotranspiração potencial de Thorntwait).

Não há concordância sobre qual a melhor forma de quantificar a variabilidade topográfica para propósitos ecológicos (Hofer *et al.* 2008). Há constatações que a altitude (Sherman *et al.* 2005; Oliveira-Filho & Fontes 2000; Lieberman *et al.* 1995; Austin & Greig-Smith 1968), a inclinação, a curvatura (Clark *et al.* 1998), o aspecto (Hoffer *et al.* 2008) ou o conjunto de características morfológicas do relevo (Swanson *et al.* 1988; Nicholson *et al.* 1998) afetam a riqueza e composição de espécies. Ayyad & Dix (1964) e Hutchins *et al.* (1976) constataram a influência da inclinação e aspecto na estrutura de comunidade de plantas, e Sherman *et al.* (2005) verificou que o ângulo de inclinação e o índice de convexidade influenciaram nos padrões de distribuição de espécies. White & Hood (2004) sugerem atributos topográficos e de substrato que afetam a distribuição e abundância de espécies lenhosas em Mata Seca no México, e a inclinação apresentou a maior correlação com os padrões da vegetação. Resende *et al.* (2002) considerou que o declive e orientação da rampa podem propiciar substrato favorável à diversidade.

A variabilidade topográfica muitas vezes aumenta com a altitude de regiões montanhosas, o que pode levar a colinearidade entre a altitude e clima e sua variabilidade (microsítio), pode-se, assim, confundir a variabilidade topográfica com a heterogeneidade climática (Hoffer *et al.* 2008; Ogden & Powell 1979). Nestes casos a altitude influencia a composição florística e a estrutura das comunidades (Sherman *et al.* 2005; Austin & Greig-Smith 1968; Lieberman *et al.* 1995; Rodrigues 1989; Proctor *et al.* 1988; Pendry & Proctor 1996; Salis *et al.* 1995; Oliveira-Filho & Fontes 2000), mas esta, por si só, não tem efeito relevante, mas sim através das mudanças em fatores ambientais como temperatura, precipitação, umidade do ar e solo, velocidade do vento e outros que variam em gradientes altitudinais.

Em geral, o aumento da elevação também diminui a pressão atmosférica, aumenta a radiação solar, acelera as massas de ar, promove alta nebulosidade e incrementa a precipitação (Jones 1992). E, nestes casos, a vegetação responde com diversidade, composição florística e estrutura distintas em gradientes altitudinais, que normalmente apresentam grandes variações nas condições abióticas (Rodrigues 1989).

A altitude e as temperaturas a ela associadas, influenciam a composição de espécies tanto de florestas úmidas como semidecíduas, nos níveis taxonômicos de família, gênero e espécies (Oliveira-Filho & Fontes 2000), assim como em formações florestais montanhosas no mundo (Hugget 1995). A altitude é fator de extrema importância na diferenciação florística de florestas semidecíduas (Salis *et al.* 1995; Torres *et al.* 1997) e foi observado que age, em conjunto com a precipitação e a temperatura, na heterogeneidade da distribuição e abundância de espécies em Floresta Atlântica Ombrófila Densa no estado de São Paulo (Scudeller *et al.* 2001), e no sudeste do Brasil (Oliveira-Filho *et al.* 1994; Oliveira-Filho & Fontes 2000). Lieberman *et al.* (1985) observou substituição gradual de espécies ao longo de um gradiente altitudinal, com espécies aparecendo e desaparecendo de maneira individual, em floresta tropical na Costa Rica. A amplitude ecológica ou tamanho de nicho de dada espécie foi medida pela amplitude em altitude em que esta ocorre (Lieberman *et al.* 1996).

1.9 - OS DISTÚRBIOS NATURAIS E ANTRÓPICOS

Os distúrbios naturais são outro fator que contribuem para a heterogeneidade espacial e temporal nas comunidades de plantas, e afetam a diversidade e composição das comunidades (Silva *et al.* 2008; Higgins 2007; Santos *et al.* 2007; Tabarelli *et al.* 2005; Pereira *et al.* 2007; Picket & White 1985), com efeito, sobre a estrutura e ciclagem de nutrientes nas comunidades (Villela *et al.* 2006). Distúrbios antrópicos também interferem na riqueza, e quando estes são em níveis baixos a intermediários podem aumentar a riqueza pelo aumento na heterogeneidade de habitat ou diminuição da exclusão competitiva (Connel 1978; Huston 1979). Distúrbios em larga escala por atividades humanas diminuem a riqueza de espécies (Pitman *et al.* 2002), embora os padrões de uso da terra possam mudar com o tempo, em resposta às mudanças climáticas e possam ocorrer novos arranjos com consequências positivas e negativas para a riqueza de espécies, devido a novas combinações entre o clima e o uso da terra (Higgins 2007).

O relevo tem influência indireta nos níveis e tipos de intervenções antrópicas, condicionando a ocupação humana. Em áreas da Mata Atlântica em São Paulo, o relevo parece determinar a cobertura florestal, principalmente por condicionar o uso agrícola dos solos, que se dá preferencialmente em áreas mais planas e baixas, tendo o homem papel

fundamental na dinâmica da paisagem, com o desmatamento exercendo papel de controle na distribuição dos remanescentes florestais (Silva *et al.* 2007a).

A área do Pico do Jabre sofreu distúrbios antrópicos de naturezas diversas ao longo dos séculos, que podem ter interferido nos padrões de riqueza e abundância na comunidade vegetal, como mostrado neste estudo realizado na área.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SÁBER, A.N. 1977. Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul, PR ocasião dos períodos glaciais quaternários. **Paleoclimas** (Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo) **3**: 1-19.
- AGRA, M. F., BARBOSA, M.R. de V & STEVENS, W.D. 2004. Levantamento Florístico Preliminar do pico do Jabre, Paraíba, Brasil. Pp123-137, *in*: Porto, K.C., Cabral, J.P e Tabarelli, M (Eds). **Brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Ministério do meio Ambiente. Brasília.
- AIBA, S.; KITAYAMA, K. & TAKYU, M. 2004. Habitat associations with topography and canopy structure of tree species in a montane Forest on Mount Kinabalu, Borneu. **Plant Ecology** **174**: 147-161.
- ALMEIDA-CORTEZ, J.S de. 2004. Dispersão e o Banco de Sementes. In: **Germinação: do básico ao aplicado**. A.G. Ferreira & Borghetti F. (Eds). Artmed Editora S.A., São Paulo. Pp. 225-236.
- ALONSO, D.; ETIENNE, R.S. & McKANE, A. 2006. The merits of neutral theory. **Trends in Ecology and Evolution** **21**(8): 451-457.
- ALVES, J.F & METZGER, J.P. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica** **26**(2): 1-26.
- ANDRADE-LIMA, D. 1982. Present days refuges in northeastern Brazil. In: G.T. Prance (ed). **Biological diversification in tropics**. Columbia University Press. New York. p. 245-251.
- ANDRADE-LIMA, D. 1981. The caatinga dominium. **Revista brasileira de Botânica** **4**:149-153.
- ANDRADE-LIMA, D. 1964. Esboço fitoecológico de alguns “brejos” de Pernambuco. Instituto Agrônômico. Nova Série. **Public. Boletim Técnico** **8**: 3-10.
- ANDRADE-LIMA, D. 1960. Estudos fitogeográficos de Pernambuco. **Arquivos do Instituto de Pesquisas Agronômicas de Pernambuco** **5**: 305-341.
- ANDRADE, G.O. & LINS, R.C. 1986. Introdução ao estudo dos “Brejos” Pernambucanos. In: Encontro Nacional de Estudos sobre Meio Ambiente. Estudos Nordestinos de Meio Ambiente. Org: Lucivânio Jatobá. Recife: Fundaj, Ed. Massangana, 1986. Pp. 271-292.
- ASHTON, P.S. 1969. Speciation among tropical forest trees: some deductions in the light of recent evidence. **Biological Journal of Linnean Society** **1**: 155-196.
- ASHTON, P.S. & LaFRANKIE, J.V. 2000. Patterns of tree species diversity among tropical rain forest. In: Kato M (ed.) **The biology of biodiversity**. Springer, Berlin, Germany.

- AUSTIN, M.P.; ASHTON, P.S. & GREIG-SMITH, P. 1972. The application of quantitative methods to vegetation survey III. A reexamination of rain forest data from Brunei. **Journal of Ecology** **60**: 305-324.
- AUSTIN, M.P & GREIG-SMITH, P. 1968. The application of quantitative methods to vegetation survey. II. Some methodological problems of data from rain forest. **Journal of Ecology** **56**: 827-844.
- AYYAD, M.A.G. & DIX, R.I 1964. An analysis of vegetation microenvironments complex on prairie slopes in Saskatchewan. **Ecological Monographs** **34**: 421-442.
- BADER, M.Y & RUITEN, J.J.A. 2008. A topography-based model of forest covers at alpine tree line in the tropical Andes. **Journal of Biogeography** **35**: 711-723.
- BAKER, T.R.; BURSLEM, F.D.F.R.P & SWAINE, M.D. 2003. Associations between tree growth, soil fertility and water availability at local and regional scales in Ghanaian tropical rain forest. **Journal of Tropical Ecology** **19**: 109-125.
- BASNET, K. 1992. Effect of topography on the pattern of trees in Tabonuco (*Dacryodes excelsa*) dominated rain forest of Puerto Rico. **Biotropica** **24**: 31-42.
- BECKER, P ; RABENOLD, P.E. & SMITH, A.P. 1988. Water potential gradients for gaps and slopes in a Panamanian tropical moist forest's dry season. **Journal of Tropical Ecology** **4**: 173-184.
- BHELING, H.; ARZ, H.W.; PATZOLD, J & WEFER, G. 2000. Late Quaternary vegetational and climate dynamics in north-eastern Brazil: inferences from marine core Geo 3104-1. **Quaternary Science Reviews** **19**: 981-994.
- BIGARELLA, J.J.; ANDRADE-LIMA, D. e RIEHS, P.J. 1975. Considerações a respeito das mudanças pleistocenas na distribuição de algumas espécies vegetais e animais do Brasil. **Anais da academia Brasileira de Ciências** **17** (suplemento): 11-472.
- BORGES, A.B. da S & MACIEL, A. 2003. Bacia do Atlântico Norte/Nordeste. In: II Simpósio Regional de Geografia: "perspectivas para o cerrado no século XXI". Universidade Federal de Uberlândia. Instituto de Geografia.
- BOTREL, R.T.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RODRIGUES, L.A. & CURI, N. 2002. Influência do solo e topografia sobre variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica** **25**: 195-213.
- BOURGERON, P.S. 1983. Spatial aspects of vegetation structure. In: F.B. Gooley (ed.) **Ecosystems of the world 14A – Tropical rain forest Ecosystems, structure and function**, pp. 29-47. Amsterdam, Netherlands: Elsevier.
- BRODERSEN, C.R.; VOGELMANN, T.C.; WILLIAMS, W.E & GORTON, H.L. 2008. A new paradigm in leaf-level photosynthesis: direct and diffuse lights are not equal. **Plant, Cell and Environment** **31**: 159-164.

- BROWN, K.S. 1979. **Ecologia geográfica e evolução nas florestas Neotropicais**. PhD Thesis, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brazil.
- BROWN, R.W. 1995. The water relations of range plants: adaptations to water deficits. In: Bedunam D, Sosebee R.E. (eds) **Rangeland plant physiology and morphology**. Society for Rangeland Management, Denver, pp. 291-413.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1950. **Sociologia vegetal, estudo de las comunidades vegetales**. Buenos Aires: Acme. 44p.
- BULLOCK, S.H. 1995. Plant reproduction in Neotropical dry forest. In: Bullock, S.H., Mooney, H.A. & Medina, E. (Eds.) **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, New York, NY, pp. 277-303.
- CARDOSO, E & SCHIAVINI, I. 2002. Relação entre distribuição de espécies arbóreas e topografia em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG). **Revista Brasileira de Botânica** **25**: 277-289.
- CARSON, W.P. & PICKETT, S.T.A. 1990. Role of resources and disturbances in the organization of an old field plant community. **Ecology** **71**: 226-238.
- CARVALHO, J.O.P. 1982. Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará. Curitiba: UFPR, 1982. 128p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade Federal do Paraná.
- CARVALHO, F.A & CARVALHO, M.G. 1985. Vegetação. Pp. 44-47, In: **Atlas Geográfico da Paraíba**. Grafset. Editora Universitária, João Pessoa.
- CAVALCANTI, D & TABARELLI, M. 2004. Distribuição das plantas amazônico-nordestinas no centro de endemismo Pernambuco: brejos de altitude vs florestas de terras baixas. Pp 285-296, *in*: Porto, K.C., Cabral, J.P e Tabarelli, M (Eds). **Brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Ministério do meio Ambiente. Brasília.
- CECCON, E. HUANTE, P & RINCÓN, E. 2006. Abiotic factors influencing tropical dry forests regeneration. **Brazilian Archives of Biology and Technology** **49**(2): 302-312.
- CECCON, E.; SÁNCHEZ, S. & CAMPO, J. 2004. Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry Forest in differing successional status in Yucatan, Mexico: a Field experiment with N and P fertilization. **Plant Ecology** **170**: 277-285.
- CECCON, E.; OLMSTED, I.; VÁZQUEZ-YANES, C. & CAMPO-ALVES, J. 2002. Vegetation and soil properties in two tropical dry forests of different regeneration status in Yucatan. **Agrociencia** **36**: 621-631.
- CHAVERRI-POLINI, A. 1998. Mountains, biodiversity and conservation. **Unasyuva** **195**: 47-54
- CHESSON P. 2000. Mechanism of maintenance of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics** **31**: 343-366.

- CIELO-FILHO, R; GNERI, M.A & MARTINS, F.R. 2007. Position on slope, disturbance, and tree species coexistence in a Seasonal Semideciduous Forest in SE Brazil. **Plant Ecology** **190**: 189-203.
- CLARCK, D.B.; CLARCK, D.A. & READ, J.M. 1998. Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a neotropical rain forest. **Journal of Ecology** **86**: 101-112.
- CLARK, D.B.; CLARK, D.A.; RICH, P.M.; WEISS, S & OBERBAUER, S.F. 1996. Landscape scale evaluation of understory light and canopy structure: methods and application in a neotropical lowland rain forest. **Canadian Journal of Forest Research** **26**: 747-757.
- CLARK, D.A.; CLARK, D.B.; SANDVAL, R.M. & CASTRO, M.V. 1995. Edaphic and human effects on landscape-scales distribution of tropical rain forest palms. **Ecology** **76**: 2581-2594.
- CONNEL, J.H. 1978. Diversity in tropical rain Forest and coral reefs. **Science** **199**: 1302-1310.
- COLLINS, R.J & CARSON, W.P. 2004. The effects of environment and life stage on *Quercus* abundance in the eastern deciduous forest, USA: are sapling densities most responsive to environmental gradients? **Forest Ecology and Management** **201**: 241-258.
- CONDIT, R; PITMAN, N.; LEIGH, E.G. Jr; CHAVE, J.; TERBORGH, J.; FOSTER, R.B.; NUNEZ, P.V.; AGUILAR, S.; VALENCIA, R.; VILLA, G.; MULLER-LANDAU, C. LOSOS, E. & HUBBELL, S.P. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. **Science** **295**: 666-669.
- CONDIT, R.; HUBBELL, S.P & FOSTER, R.B. 1995. Mortality rates of 205 Neotropical tree and shrub species and the impact of severe drought. **Ecol. Monogr.** **65**: 419-439.
- CONNEL, J.H. 1978. Diversity in tropical forest and coral reefs. **Science** **199**: 1302-1310.
- DALLING, J.W & HUBBELL, P. 2002. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. **Journal of Ecology** **90**: 557-568.
- DALLING, J.W.; MULLER-LANDAU, H.C.; WRIGHT, S.J & HUBBELL, S.P. 2002. Role of dispersal in the recruitment limitation of neotropical pioneer species. **Journal of Ecology** **90**: 714-727.
- DAWS, M.I.; PEARSON, T.R.H.; BURSLEM, D.F.R.P.; MULLINS, C.E. & DALLING, J.W. 2005. Effects of topography position, leaf litter and seed size on seedling demography in a semi-deciduous tropical forest in Panama. **Plant Ecology** **179**: 93-105.

- DAWS, M.I.; BURSLEM, D.F.R.P.; CRABTREE, L.M.; KIRKMAN, P.; MULLINS, C.E. & DALLING, J.W. 2002. Differences in seed germination responses may promote coexistence of four sympatric *Piper* species. **Functional Ecology** **18**: 258-267.
- DeLONGE, M.; D'ORICO, P & LAWRENCE, D. 2008. Feedbacks between phosphorus deposition and canopy cover: the emergence of multiple stable states in tropical dry forests. **Global Change Biology** **14**: 154-160.
- DENSLOW, J.S; UOWOLO, R & HUGHES, R.F. 2006. Limitations to seedling establishment in a mesic Hawaiian forest. **Oecologia** **148**: 118-128.
- DICK, C.W & WRIGHT, S.J. 2005. Tropical mountain clades of dry forest diversity. **PNAS** **2**(31): 10757-10758.
- DIETZ, R.S. & HOLDEN, J.C. 1970. The breakyp of Pangea. **Sci. Am.** **223**: 30-41.
- DOMINGUES, A.J.P & KELLER, E.C.DE S. 1958. XVIII Congresso Internacional de Geografia. União geográfica internacional. Conselho regional de geografia. Rio de Janeiro, 1958. 310p.
- DOUBENMIRE, R. **Plant communities: a textbook of plant synecology**. New York: Harper & Row Publ, 1968, 300p.
- DUCKE, A. 1959. Estudos botânicos do Ceará. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** **31**(2): 211-308.
- DURIGAN, G.; RODRIGUES, R.R. & SCHIAVINI, I. 2000. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. PP. 159-167. In: R.R. Rodrigues; H.F. Leitão-Filho (Eds). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, Edusp.
- ENGELBRECHT, B.M.J.; COMITA, L.S.; CONDIT, R.; KURSAR, T.A.; TYREE, M.T.; TURNER, B.L. & HUBBELL, S. 2007. Drought sensivity shapes species distribution patterns in tropical forests. **Nature** **447** (3): 80-82.
- ELGENBRECHT, B.M.J.; DALLING, J.W.; PEARSON, T.R.M.; WOLF, R.L.; GÁLVEZ, D.A.; KOEHLER, T.; TYREE, M.T. & KURSAR, T.A. 2006. Short dry spells in the wet season increase mortality of tropical pioneer seedlings. **Oecologia** **148**: 258-269.
- ENGELBRECHT, B.M.J; KURSAR, T.A & TYREE, M.T. 2005. Drought effects on seedling survival in a tropical moist Forest. **Trees** **19**: 312-321.
- ESPÍRITO-SANTO, F.D.B.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; ACJADO, E.L.M.; SOUZA, J.S.; FONTES, M.A.L & MARQUES, J.J.G.S.M. 2002. Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecidual montana no campus da Universidade Federal de lavras (UFLA), MG. **Acta Botanica Brasilica** **16**: 33-356.

- FAGUNDES, L.M.; CARVALHO, D.A. de; van der BERG, E.; MARQUES, J.J.G.E.M. & MACHADO, E.L.M. 2007. Florística e estrutura do estrato arbóreo de dois fragmentos de florestas decíduas às margens do rio Grande, em Alpinópolis e Passos, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **21**(1): 65-78.
- FERRAZ, E.M.N.; ARAÚJO, E. DE L. & SILVA, S.I. da. 2004. Floristic similarities between lowland and montane areas of Atlantic Coastal Forest in Northeastern Brazil. **Plant Ecology** **174**: 59-70.
- FERRAZ, E.M.N.; RODAL, J.N. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2003. Physiognomy and structure of vegetation along an altitudinal gradient in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Phytocoenologia** **33**(1): 71-92.
- GENTRY, A.H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. Pp. 146-194. In: Bullock, S.H., Mooney, H.A. & Medina, E. (eds) **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, Cambridge.
- GENTRY, A.H. 1988. Changes in plant communities diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden** **75**: 1-34.
- GENTRY, A.H. 1982. Patterns of Neotropical plant species diversity. **Evolutionary Biology** **15**: 1-84.
- GERHARDT, K. 1998. Leaf defoliation of tropical dry forest tree seedlings – implications for survival and growth. **Trees** **13**: 361-364.
- GERHARDT, K & HYTTEBORN, H. 1992. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forests – an introduction. **Journal of Vegetation Science** **3**(3): 361-364.
- GILLESPIE, T.W.; GRIJALVA, A & FARRIS, C.N. 2000. Diversity, composition and structure of tropical dry Forest in Central America. **Plant Ecology** **147**: 37-47.
- GIULIETE, A.M. 2004. Diagnóstico da vegetação nativa do bioma caatinga. Pp. 48-90. In: J.M.C. Silva, M. Tabarelli, M. Fonseca & L. Lins (Eds.) **Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- GIVINISH, T.J. 1999. On the causes of gradients in tropical tree diversity. **Journal of Ecology** **87**: 193-210.
- GOMEZ-PERALTA, D.; OBERBAUER, S.F.; MCCLAIN, M.E & PHILIPPI, T.E. 2008. Rainfall and cloud-water interception in tropical montane forests in the eastern Andes of Central Peru. **Forest Ecology and management** **255**: 1315-1325.
- GRAHAM, E.A.; MULKEY, S.S.; KITAJIMA, K.; PHILLIPS, N.G & WRIGHT, S.J. 2003. Cloud cover limits net CO₂ uptake and growth of a rainforest tree during tropical rainy seasons. **PNAS** **100**(2): 572-576.

- GRIME, J.P. & HILLIER, S.H. 1992 The contribution of seedling regeneration to the structure and dynamics of plant communities and larger units of landscape. In: M. Fenner (ed). **The Ecology of regeneration in plant communities**. CAB International. pp. 349-364.
- GROMBONE-GUARINI, M.T. & RODRIGUES, R.R. 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous Forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology** 18: 759-774.
- GRUBB, P.J. 1995. Rain forests dynamics. The need for a new paradigm. In: S.C. Shoy; D.S. Edwards & W.E. Booth. **Tropical Rain Forest Research: current issues**. Kluwer: The Hague.
- GRUBB, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of regeneration niche. **Biological Reviews** 52: 107-145.
- GRUBB, P.J. & WHITMORE, T.C. 1966. A comparison of montane and lowland rain forest in Ecuador. II. The climate and its effects on the distribution and physiognomy of the forest. **Journal of Ecology** 54: 303-333.
- GUTIÉRREZ, J.R.; MESERVE, P.L.; CONTRERAS, L.C.; VÁSQUEZ, H. & JAKSIC, F.M. 1993. Spatial distribution of soil nutrients and ephemeral plants underneath and outside the canopy of *Porlieria chilensis* shrubs (Zygophyllaceae) in arid coastal Chile. **Oecologia** 95: 347-352.
- HAFFER, J. 1969. Speciation in the Amazonian forest birds. **Science** 165: 131-137.
- HALL, J.B. & SWAINE, M.D. 1981. **Distribution and ecology of vascular plants in a tropical rain forest**. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, 383p.
- HALL, J.B. & SWAINE, M.D. 1976. Classification and ecology of closed-canopy tropical forest in Ghana. **Journal of Ecology** 64: 913-951.
- HARMS, K.E.; CONDIT, R., HUBBELL, S.P. & FOSTER, R.B. 2001. Habitat association of trees and shrubs in a 50-ha neotropical forest plot. **Journal of Ecology** 89: 947-959.
- HARPER, J.L. **Population biology of plants**. London, Academic Press. 1977. 892p.
- HASTWEL, T & FACELLI, J.M. 2000. Effects of leaf litter on woody seedling in xeric successional communities. **Plant Ecology** 148: 25-231.
- HAWKINS, B.A.; FIELD, R.; CORNELL, H.V.; CURRIE, D.J.; GUEGAN, J.F.; KAUFMAN, D.M.; KERR, J.T.; MITTELBAACH, G.G.; OBERDORFF, T.; O'BRIEN, E.M.; PORTER, E.E. & TURNER, J.R. 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology** 84: 3105-3117.
- HIGUCHI, P.; REIS, M. das G.F.; REIS, G.G.; PINHEIRO, A.L.; SILVA, C.T. & OLIVEIRA, C.H.R.de. 2006. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Viçosa, MG. **Revista Árvore** 30(6): 893-904.

- HIGGINS, P.A. 2007. Biodiversity loss under existing land use and climate change: an illustration using northern South America. **Global Ecology and Biogeography** **16**: 197-204.
- HEGAZY, A.K.; LOVETT-DOUST, J.; HAMMOUDA, O. & GOMAA, N.H. 2007. Vegetation distribution along the altitudinal gradient in the northwestern Red Sea region. **Community Ecology** **8**(2): 151-162.
- HÉLY, C.; BREMIND, L.; ALLEAUME, S.; SMITH, B.; SYKES, M.T & GUIOT, J. 2006. Sensitivity of African biomes to changes in the precipitation regime. **Global Ecology and Biogeography** **15**: 258-270.
- HOLDRIDGE, L. 1967. **Life zone ecology**. Tropical Science Center, San José, Costa Rica.
- HEMP, A. 2006. Continuum or zonation? Altitudinal gradients in the forest vegetation of Mt. Kilimanjaro. **Plant Ecology** **184**: 27-42.
- HOFER, G.; WAGNER, H.H. HERZOG, P & EDWARDS, P.J. 2008. Effects of topographic variation on the scaling of plant species richness in gradient dominated landscapes. **Ecography** **31**: 131-139.
- HOLDER, C.D. 2004. Rainfall interception and fog precipitation in a tropical montane cloud forest of Guatemala. **Forest Ecology and Management** **190**: 373-384.
- HOULE, G. 1996. Environmental filters and seedling recruitment on a coastal dune in subarctic Quebec (Canada). **Canadian Journal of Botany** **74**: 1507-1513.
- [HTTP://www.conservation.org.br/ma](http://www.conservation.org.br/ma).
- HUBELL, S.P. 2001. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Monographs on Population Biology 32. Princeton University Press, New Jersey.
- HUBBELL, S.P. 1997. A unified theory of biogeography and relative species abundance and this application to tropical rain forest and coral reefs. **Coral Reefs** **16**: S9-S21.
- HUGGET, J.R. 1995. **Geocology: an evolutionary approach**. London and New York, Routledge.
- HUSTON, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. **The American Naturalist** **113**: 81-101.
- HUTCHINS, R.B.; BLEVINS, R.L.; HILL, J.D & WHITE, E.H. 1976. The influence of soils and microclimate on vegetation of forested slopes in eastern Kentucky. **Soil Science** **121**: 234-241.
- IBAÑEZ, I & SCHUPP, E.W. 2001. Positive and negative interactions between environmental conditions affecting *Cercocarpus ledifolius* seedling survival. **Oecologia** **129**: 543-550.
- IBGE. 1985. **Atlas Nacional do Brasil**: região Nordeste. IBGE, Rio de Janeiro.

- JANZEN, D.H. 1988. Topical dry forests: The most endangered major tropical ecosystem. In E. O. Wilson (Ed.) **Biodiversity**, pp. 130-137. National Academy Press, Washington, D.C.
- JOHN, R.; DALLING, J.W.; HARMS, K.E.; YAVITT, J.B.; STALLARD, R.F.; MIRABELLO, M.; MHUBBELL, S.P.; VALENCIA, R.; NAVERRETE, H. ; VALLEJO, M & FOSTER, R.B. 2002. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. **PNAS** **104**(3): 864-869.
- JOLY, C.A.; LEITÃO-FILHO, H.F. & SILVA, S.M. 1991. O patrimônio florístico – the floristic heritage. In: **Mata Atlântica – atlantic rain forest** (G.I. Câmara, coord.). Ed . Index Ltda e Fundação S.O.S. Mata Atlântica, São Paulo.
- JONES, H.G. 1992. **Plants and microclimate: a quantitative approach to environment plant physiology** 2. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- JOHNSON, D.M & SMITH, W. 2006. Low clouds and cloud immersion enhance photosynthesis in understory species of a southern Appalachian spruce-fir forest (USA). **American Journal of Botany** **93**(11): 1625-1632.
- KELLMAN, M & TACKBERRY, R. 1997. The history of tropical environments. In: **Tropical Environments: the function and management of tropical ecosystems**. M.C. Kellman, Ed. Routlet, London and New York. Pp. 7-27.
- KHURANA, E & SINGH, JS. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration o tropical dry forest: a review. **Environmental Conservation** **28**(1): 390-52.
- KOZLOWSKI, T.T. 1968. **Water deficits and plant growth**. Academic Press, New York.
- KÖRNER, C. 1999. **Alpine Plant Life**, Springer-Verlag, Berlin.
- KURTEN, B. 1969. Continental drift and evolution. **Sci. Am.** **220**: 54-64.
- LAMPRECHT, H. 1990. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas – possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Dt. Ges. Fur Techn. Zusammenarbeit (GTZ).
- LARPKERN, P.; MOE, S.R. & TOTLAND, Ø. 2009. The effects of environmental variables and human disturbance on woody species richness and diversity in a bamboo-deciduous forest in northeastern Thailand. **Ecological Research** **24**: 147-156.
- LEIGH, E.G. Jr. 1999. **Tropical Forest Ecology: a view from Barro Colorado Island**. Oxford University Press, Oxford, UK.
- LEIGH Jr, E.G.; DAVIDAR, P.; DICK,C.W.; PUYRAVAUD, J.P.; TERBORG, J.; teer STEEGE, H. & WRIGHT, S.J. 2004. Why do some tropical forests have so many species of trees? **Biotropica** **36**: 447-473.

- LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D.; PERALTA, R. & HARTSHORN, G.S. 1995. Canopy closure and distribution of tropical forest tree species at La Selva, Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology** **11**: 161-178.
- LIEBERMAN, D. & LI, M. 1992. Seedling recruitment patterns in tropical dry forest in Ghana. **Journal of Vegetation Science** **3**: 375-382.
- LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D.; HARTSHORN, G.J. & PERALTA, R. 1985. Small-scale altitudinal variation in lowland wet tropical forest vegetation. **Journal of Ecology** **73**: 505-516.
- LIEBERMAN, D. & LIEBERMAN, M. 1984. The causes and consequences of synchronous flushing in a dry tropical forest. **Biotropica** **16**(3): 193-201.
- LIMA, P.J. 1982. **Mapa geológico da Paraíba**. Campina Grande – Companhia de Desenvolvimento e Recursos Minerais da Paraíba – CDRM.
- LINARES-PALOMINO, R. & ALVAREZ, S.I.P. 2005. Tree community patterns in seasonal dry tropical forests in the Cerros de Amotape Cordillera, Tumbes, Peru. **Forest Ecology and Management** **209**: 261-272.
- LINS, J.R.P. & MEDEIROS, A.N. 1994. **Mapeamento da cobertura florestal nativa lenhosa do estado da Paraíba**. PNUD/FAO/IBAMA/PARAÍBA.
- LIU, W.; MENG, F.-R.; ZHANG, Y.; LIU, Y. & LI, H. 2004. Water input from fog drip in the tropical seasonal rain forest of Xishuangbanna, south-west China. **Journal of Tropical Ecology** **20**: 517-524.
- LOPES, C.G.R.; FERRAZ, E.M.N. & ARAÚJO, E. de L. 2008. Physiognomic-structural characterization of dry and humid-forest fragments (Atlantic Coastal Forest) in Pernambuco state, NE Brazil. **Plant Ecology** **198**: 1-18.
- LUZURIAGA, A.L. & ESCUDERO, A. 2008. What determines emergence and net recruitment in an early succession plant community? Disentangling biotic and abiotic effects. **Journal of Vegetation Science** **19**: 445-456.
- LYRA, A.L.R.T. 1982. A condição de brejo: efeito do relevo na vegetação de duas áreas no município do Brejo de Madre de Deus (Pernambuco). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife. 106p.
- MACALPINE, K. & JESSON, L.K. 2008. Linking seed dispersal, germination and seedling recruitment in the invasive species *Berberis darwinii* (Darwin's barberry). **Plant Ecology** **197**: 119-129.
- MACARTHUR, R. 1965. Patterns of species diversity. **Biological Review** **40**: 510-533
- MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, W.A.C. 2004. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na fazenda Beira Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore** **28**(4): 499-516.

- MMA. 1998. Primeiro Relatório Nacional para a Convenção da Diversidade Biológica. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- MMA. 2000. Política Nacional de Biodiversidade: roteiro de consulta para elaboração de uma proposta. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- MMA. 2002. Biodiversidade Brasileira: Avaliação e Identificação de Áreas e Ações Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- MMA. 2004. Segundo Relatório Nacional para a Conservação de Diversidade Biológica. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- MMA. 2006. Diretrizes e Prioridades do Plano de Ação para Implementação da Política Nacional da Biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- MANTOVANI, W. 2003. A degradação dos biomas brasileiros. Pp. 367-439, In: W.C. Ribeiro (Ed.) **Patrimônio ambiental brasileiro**. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MARTINELLI, G. 2007. Mountain biodiversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 30(4): 587-597.
- MEIRA-NETO, J.A.A. & MARTINS, F.R. 2003. Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbustivo da mata da Silvicultura, uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa – MG. **Revista Árvore** 27(4): 459-471.
- MOLINO, J.F. & SABATIER, D. 2001. Tree diversity in tropical rain forest: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. **Science** 294: 1702-1704.
- MOREIRA, E.R.F. 1989. **Mesorregiões e microrregiões da Paraíba**: delimitação e caracterização. Gaplan. João Pessoa.
- MORENO, M.R.; NASCIMENTO, M.T. & KURTZ, B.C. 2003. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região do Imbé, RJ. **Acta Botanica Brasilica** 17(3) 371-386.
- MORI, S.A.; BRIAN, M.B. & PRANCE, T. 1981. Distribution patterns and conservation eastern Brazilian coastal forest tree species. **Brittonia** 33(2): 233-245.
- MOTZER, T. 2005. Micrometeorological aspects of a tropical mountain forest. **Agricultural and Forest Meteorology** 135: 230-240.
- MOURA, F. DE B.P. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2001. Flora lenhosa de uma mata serrana semidecídua em Jataúba, Pernambuco. **Revista Nordestina de Biologia** 15(1): 77-89.
- MURPHY, P.G. & LUGO, A.E. 1986. Ecology of tropical dry forest. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 17: 67-88.

- MWAURA, F & KABURU, H.M. 2009. Spatial variability in woody species richness along altitudinal gradient in lowland-dryland site, Lokapel Turkana, Kenya. **Biodiversity and Conservation** **18**: 19-32.
- NASCIMENTO, L.M. do. 2001. Caracterização fisionômico-estrutural de um fragmento de floresta Montana no Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. UFPE, Recife.
- NICHOLSON, W.F.; KILLINGBECK, K.T. & AUGUST, P.V. 1998. The influence of geomorphological heterogeneity on Biodiversity. II. Landscape perspective. **Conservation Biology** **12**(2): 371-379.
- OGDEN, J. & POWELL, J.J. 1979. A quantitative description of the forest vegetation on an altitudinal gradient in Mount Field National Park, Tasmania, and a discussion of its history and dynamics. **Australian Journal of Ecology** **4**: 293-325.
- OLIVEIRA, F.X. de; ANDRADE, L.A & FÉLIX, L.P. 2006. Comparações florísticas e estruturais entre comunidades de Floresta Ombrófila Aberta com diferentes idades no município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **20**(4): 861-873.
- OLIVEIRA, R. DE .J.; MANTOVANI, W & MELO, M.M. de R.F. 2001. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da Floresta Atlântica de encosta, Peruíbe, SP. **Acta Botanica Brasilica** **15**(3): 391-412.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1994. Effects of soil and topography on distribution of tree species in a tropical riverine forest of south eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology** **10**: 483-580.
- OLIVEIRA-FILHO A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica** **32**:793-810.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CURI, N.; VILELA, E.A. & CARVALHO, D.A. 1998. Effect of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of Woody species in a Central Brazilian deciduous dry Forest. **Biotropica** **30**: 362-375.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CURI, N.; VILELE, E.A.& CARVALHO D.A. 1997a Tree species distribution along soil catenas in a riverside semideciduous Forest in southeastern Brazil. **Flora** **192**: 47-64.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; GAVILANES, M.L. & CARVALHO, D.A. 1994. Comparison of the wood flora and soils of six areas of montane semideciduous forest in Southern Minas Gerais, Brazil. **Edinburg Journal of Botany** **51**: 335-389.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CURI, N.; VILELA, E.A. & CARVALHO, D.A. 1993. Gradient analysis of an area of coastal vegetation in the state of Paraíba, northeastern Brazil. **Edinburg Journal f Botany** **50**(2): 217-236.

- OLIVEIRA, P.E.; BARRETO, A.M.F. & SUGUIO, K. 2000. Late Pleistocene/Holocene climatic and vegetational history of the Brazilian caatinga: the fossil dunes of the middle São Francisco River. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology** **152**: 319-337.
- OZINGA, W.A.; SCHAMINEE, J.H.J.; BONN, S.; POSCHLOD, P.; TACKENBERG, O.; BAKKER, J. & van GROENENDAEL, J.M. 2005. Predictability of plant species composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation. **Oikos** **108**(3): 555-561.
- PÁEZ, S.A. & MARCO, D.E. 2000. Seedling habitat structure in dry Chaco Forest (Argentina). **Journal of Arid Environments** **46**: 57-68.
- PAINE, C.E.; HARMS, K.E & RAMOS, J. 2009. Supplemental irrigation increases seedling performance and diversity in a tropical forest. **Journal of Tropical Ecology** **25**: 171-180.
- PALMER, M.W & DIXON, P.M 1990. Small-scale environmental variability and the analysis of the species distribution along gradients. **Journal of Vegetation Science** **1**: 57-65.
- PENDRY, C.A & PROCTOR, J. 1996. The causes of altitudinal zonation of rain forest on Bukit Balalong, Brunei. **Journal of Ecology** **84**: 407-418.
- PENNINGTON, T., BRIDGEWATER, S. & RIBEIRO, J.F. 2006. An Overview of plant diversity, biogeography and conservation of Neotropical Savannas and Seasonally dry forests. . In: **Neotropical Savannas and Seasonally dry Forests: plant diversity, biogeography and conservation**. R.T. Pennington, G.P. Lewis & J.A. Ratter (eds.). Royal Botanic Garden, Edinburgh, U.K. Pp. 129.
- PENNINGTON, R.T.; PRADO, D.A. & PENDRY, C. 2000. Neotropical seasonally dry forest and Pleistocene vegetation changes. **Journal of Biogeography** **27**: 261-273.
- PEREIRA, J.A.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; & LEMOS FILHO, J.P. 2007. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. **Biodiversity and Conservation** **16**: 1761-784.
- PIANKA, E.R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. **American Naturalist** **100**: 33-46.
- PICKET, S.T. & WHITE, P.S. 1985. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press, Orlando, Florida.
- PITMAN, N; JØGERSEN, P; WILLIAMS, R; LEÓN-YÁNEZ, S. & VALENCIA, R. 2002. Extinction-rate estimates for a modern neotropical flora. **Conservation Biology** **16**: 1427-1431.
- PLOTKIN, J.B. & MULLER-LANDAU, H.C. 2002. Sampling the species composition of a landscape. **Ecology** **83**: 3344-3356.

- POORTER, L & MARKESTEIN, L. 2008. Seedling traits determine drought tolerance of tropical species. **Biotropica** **40**(3): 321-331.
- POULSEN, A.D.; TUOMISTO, H. & BALSLEV, H. 2006. Edaphic and floristic variation within a 1-ha plot of lowland Amazonian rain forest. **Biotropica** **38**: 468-478.
- PRADO, D.E. & GIBBS, P.E. 1993. Pattern of species distribution in the dry seasonal forest of South America. **Annals of the Missouri Botanical Garden** **80**:902-927.
- PRANCE, G.T. 1989. American tropical forests. In: H. Lieth & M.J.A. Werger (eds) **Tropical Rain Forests Ecosystems**, pp. 88-132. Amsterdam: Elsevier.
- PRANCE, G.T. 1987. Biogeography of Neotropical plants. In **Biogeography and Quaternary History in Tropical America** (TC Whitmore and G.T. Prance, eds) pp. 46-65. Oxford: Oxford Science Publications.
- PRANCE, G.T. 1982. Forest refuges: evidence from wood angiosperms. Pp. 137-158, In Prance, G.T (ed.) **Biological diversification in the tropics**. Columbia University Press, New York.
- PRANCE, G.T. 1979. The taxonomy and phytogeography of the Cryobalanaceae of the Atlantic coastal forest of Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **2**: 19-39.
- PROCTOR, J.; LEE, Y.F.; LANGLEY, A.M.; MUNRO, C.M. & NELSON, T. 1988. Ecological studies on Gunung Silam, a small ultrabasic mountain in Sabah, Malaysia. I. Environment, forest structure and floristic. **Journal of Ecology** **76**: 320-340.
- PUNYASENA, S.W.; ESHEL, G & McELWAIN, J.C. 2008. The influence of climate on the spatial patterning of Neotropical plant families. **Journal of Biogeography** **35**: 117-130.
- RAMOS, A.J.S. Aula e pesquisa de campo: binômio na construção do conhecimento. X Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. 2003.
- RESENDE, M.; LANI, J.L & RESENDE, S.B. 2002. Pedossistemas da Mata Atlântica: considerações pertinentes sobre a sustentabilidade. **Revista Árvore** **26**(3): 261-269.
- RESENDE, M & RESENDE, S.B. 1983. Levantamentos de solos: uma estratificação de ambientes. **Informe Agropecuário** **9**(105): 3-25.
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining Forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** **142**: 1141-1153.
- RICHARDSON, A.D.; LEE, X & FRIEDLAND, A.J. 2004. Microclimatology of treeline spruce-fir forest in mountain o the northeastern United States. **Agricultural and Forest Meteorology**. **125**: 53-66.
- RINCON, E.; ALVAREZ, A.; GONZALEZ, G.D.; HUANTE, P & HERNANDEZ, A. 1999. Restauración de selvas bajas caducifolia. **Gaceta Ecológica** **53**: 62-71.

- RIZZINI, C.T. 1963. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia** 25(1): 1-64.
- ROBERT, J.; DALLING, J.W.; HARMS, K.E.; YAVITT, J.B.; STALLARD, R.F.; MIRABELLO, M.; HUBBEL, S.P.; VALENCIA, R.; NAVARRETE, H.; VALLEJO, M & FOSTER, R. 2007. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. **PNAS** 104(3): 864-869.
- RODAL, M.J.N.; BARBOSA, M.R.V. & THOMAS, W.W. 2008a. Do the seasonal forests in Northeastern Brazil represent a single floristic unit? 2008. **Brazilian Journal of Biology** 68(3): 467-475.
- RODAL, M.J.N.; MARTINS, F.R. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2008. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga** 21(3): 192-205.
- RODAL, M.J.N.; SALES, M.F.; SILVA, M.J e SILVA, A.G. 2005a. Flora de um brejo de altitude na escarpa oriental do planalto da Borborema, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 19(4): 843-858.
- RODAL, M.J.N & NASCIMENTO, L.M. 2002. Levantamento florístico da floresta serrana de Reserva Biológica de Serra Negra, microrregião de Itaparica, Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 16(4): 481-500.
- RODERICK, M.L.; FARQUHAR, G.D.; BERRY, S.L. & NOBLE, I.R. 2001. On the direct effect of clouds and atmospheric particles on the productivity and structure of vegetation. **Oecologia** 129: 21-30.
- RODRIGUES, L.A.; CARVALHO, D.A. de; OLIVEIRA-FILHO, A.T. & CURI, N. 2007. Efeito de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore** 31(1): 25-35.
- RODRIGUES, R.R. 1989. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. IPEF, **Circular Técnica** n. 189.
- RODRIGUES, R.R. & NAVE, A.G. 2000. Heterogeneidade florística das matas ciliares. PP. 45-71. In: R.R. Rodrigues & H.F. Leitão-Filho (Eds). **Mata Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, Edusp.
- ROLLET, B. 1974. **L'architecture de forêts denses humides sempervirens de Paline**. Norgent sur Marne: Centre Technique Forestier Tropical. 297 p.
- SAGAR, R & SINGH, J.S. 2004. Local plant species depletion in a tropical dry deciduous Forest of northern Índia. **Environmental Conservation** 31(1): 55-62.
- SALLES, J.C. & SCHIAVINI, I. 2007. Estrutura e composição do estrato de regeneração natural em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. **Acta Botanica Brasilica** 21(1): 223-233.

- SALIS, S.M.; SHEPHERD, G.J. & JOLY, C.A. 1995. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. **Vegetatio** **119**: 155-164.
- SANTOS, A.M.M.; CAVALVANTI, D.R.; SILVA, J.M.C. DA & TABARELLI, M. 2007. Biogeographical relationships among forests in North-eastern Brazil. **Journal of Biogeography** **34**: 437-446.
- SANTOS, A.M.M. 2002. Distribuição de plantas lenhosas e relações históricas entre a floresta Amazônica, a floresta Atlântica costeira e os brejos de altitude no nordeste brasileiro. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- SANTOS, A.M.M & TABARELLI, M. 2004. Integridade, esforço e diretrizes para conservação dos brejos de altitude da Paraíba e Pernambuco. Pp. 309-318. In: Porto, K.C., Cabral, J.P e Tabarelli, M (Eds). **Brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Ministério do meio Ambiente. Brasília.
- SARMIENTO, G. 1975. The dry formations of South America and their floristic connections. **Journal of Biogeography** **2**: 233-251.
- SCUDELLER, V.V.; MARTINS, F.R. & SHEPHERD, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology** **152**: 185-199.
- SHERMAN, R.E.; MARTIN, P.H. & FAHEY, T.J. 2005. Vegetation-environment relationships in forest ecosystems of the Cordillera Central, **Dominican Republic**. **Journal of the Torrey Botanical Society** **132**(2): 293-310.
- SILVA, W.G.; METZGER, J.P.; BERNACCI, L.C.; CATHARINO, E.L.M.; DURIGAN, G. & SIMÕES, S. 2008. Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil. **Acta Botanica Brasilica** **22**(2): 589-598.
- SILVA, A.C.; VANDER BERG, E.; HIGUSHI, P. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2007 a. Comparação florística de florestas inundáveis das regiões sudeste e sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**(2): 263-275.
- SILVA, J.M.C. da & TABARELLI. 2000. Tree species impoverishment and future flora of the Atlantic Forest of Northeast Brazil. **Nature** **404**(2): 72-74.
- SILVA-JÚNIOR, W. M.; MARTINS, S.V.; SILVA, A.F. & JÚNIOR, P.M. 2004. Regeneração natural de espécies arbustico-arbóreas em dois trechos de Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. **Scientia Forestalis** **66**: 169-179.
- SILVA JÚNIOR, M.C. & SILVA, A.F. 1988. Distribuição dos diâmetros dos troncos das espécies mais importantes do cerrado na Estação Florestal de Experimentação de Paraopeba, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica** **2**(2): 107-126.

- SILVER, W.L.; SCATENA, F.N.; JOHNSON, A.H.; SICCAMI, T.G. & SANCHEZ, M.J. 1994. Nutrient availability in a montane wet tropical Forest – spatial patterns and methodological considerations. **Plant Soil** **164**: 129-145.
- SINGH K.P & KUSHWAHA, C.P. 2005. Emerging paradigms of tree phenology in dry tropics. **Current Science** 89(6): 964-975.
- SIQUEIRA, M.F. 1994. Análise florística o ordenação de espécies arbóreas ma Mata Atlântica através de dados binários. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual de Campinas, Campinas , Brazil.
- SLOT, M & POORTER, L. 2007. Diversity of seedling responses to drought. **Biotropica** **39**: 683-690.
- SMATHERS, G.A. 1982. Fog interception on four southern Appalachian mountain sites. **Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society** **98**: 119-129.
- SOLINS, P. 1998. Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: does soil matter? **Ecology** **79**: 23-30.
- SOUZA, J.S.; ESPÍRITO-SANTO, F.D.B.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. & BOTEZELLI, L. 2003. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua as margens do rio Capivari, Lavras, MG. **Revista Árvore** **27**(2): 185-206.
- SUDEMA. 1994. **Pico do Jabre**. João Pessoa.
- SVENNING, J.C.; HARLEV, D.; SØRENSEN, M.M. & BALSLEV, H. 2009. Topographic and spatial controls of palm species distributions in a montane rain forest, southern Ecuador. **Biodiversity and Conservation** **18**: 219-228.
- SVENNING, J.C.; KINNER, D.A.; STALLARD, R.F.; ENGELBRECHT, B.M.J. & WRIGHT, S.J. 2004. Ecological determinism in plant community structure across a tropical forest landscape. **Ecology** **85**: 2526-2539.
- SVENNING, J.C. 1999. On the hole of microenvironment heterogeneity in the ecology and diversification of neotropical rain-forest palms (Arecaceae). **Botanical Review** **67**: 1-53.
- SWAINE, M.D. 1996. Rainfall and soil fertility as factors limiting forest species distributions in Ghana. **Journal of ecology** **84**: 419-428.
- SWANSON, E.J; KRATZ, T.K.; CAINE, N. & WOODMANSEE, R.G. 1988. Landform effects on Ecosystem patterns and processes. **BioScience** **38**(2): 92-98.
- TABARELLI, M. 2001. Integridade e ameaças aos brejos de Pernambuco e Paraíba. In: Tabarelli, M. (Ed.) Plano de conservação dos brejos de Paraíba Pernambuco. Relatório técnico de subprojeto Recuperação e manejo dos ecossistemas naturais de brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba. Projeto PROBIO, Ministério do Meio Ambiente. Recife Pp. 82-91.

- TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA M. & BEDÊ, L. 2005. Challenges and opportunities for Biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology** **19**(3); 695-700.
- TABARELLI, M. & SANTOS, A.M.M. 2004. Uma breve história natural dos Brejos Nordestinos. Pp 17-24, *in*: Porto, K.C., Cabral, J.P e Tabarelli, M (Eds). **Brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba**: história natural, ecologia e conservação. Ministério do meio Ambiente. Brasília.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999 b. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). **Revista Brasileira de Botânica** **22**: 217-223.
- TANNER, E.V.J. 1977. Four montane rain Forest of Jamaica a quantitative characterization of the floristic, the soils and the foliar mineral levels, and a discussion of the interrelations. **Journal of Ecology** **65**:883-918.
- TAVARES, M.C.G.; RODAL, M.J.N.; MELO, A.L. & LUCENA, M.F.A. 2000. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de Floresta Ombrófila Montana do Parque Ecológico João Vasconcelos Sobrinho, Caruaru, Pernambuco. **Naturalia** **25**: 243-270.
- Teer STEEGE,H.; SABATIER,D.; CASTELLANOS, H.; VAN ANDEL, T.; DUIVENVOORDEN, J. & OLIVEIRA, A. 2000. An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forest including those of the Guiana Shield. **Journal of Tropical Ecology** **16**: 801-828.
- TILMAN, D. 1982. **Resources competition and community structure**. Princeton University Press, Princeton.
- TILMAN, D. 1999. Diversity by default. **Science** **283**: 495-496.
- TONHASCA Jr, A. 2005. **Ecologia e História Natural da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Interciência. 197p.
- TONIATO, M.T.Z & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2004. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous Forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecological Management** **198**: 319-339.
- TORRES, R.B.; MARTINS, F.R.; KINOSHITA, L.S. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forest in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **20**(1): 41-49.
- TREJO, I & DIRZO, R. 2002. Floristic diversity of Mexican dry tropical forests. **Biodiversity and conservation** **11**: 2063-2048.
- TUOMISTO, H; RUOKOLAINEN, K & YLI-HALLA, M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forest. **Science** **299**: 241-244.

- TURNER, I.M. 1990. The seedling survivorship and growth of three *Shorea* species in a Malaysian tropical rain forest. **Journal of Tropical Ecology** 6: 469-47.
- URBIETA, I.R.; PEREZ-RAMOS, I.M.; ZAVALA, M.A.; MARANON, T. & KOBE, R.K. 2008. Soil water content and emergence time control seedling establishment in three co-occurring Mediterranean oak species. **Canadian Journal of Forest Research** 38(9): 2382-2393.
- VALENCIA, R.; FOSTER, R.B.; CONDIR, R.G.V.; SVENNING, J-C.; HERNÁNDEZ, C.; ROMOLEROUX, K.; LOSOS, E.; MAGARD, E & BALSLEV, H. 2004. Tree species distribution and local habitat in the Amazon: large Forest plot in eastern Ecuador. **Journal of Ecology** 92: 214-229.
- VAN DER BERG, E & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2000. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG e comparação com outras áreas. **Revista Brasileira de Botânica** 23(3): 231-253.
- VASCONCELOS-SOBRINHO, J. **As regiões naturais do Nordeste, o meio e a civilização**. Conselho de Desenvolvimento de Pernambuco, Recife. 1971.
- VÁSQUEZ, G.J.A & GIVINISH, T.J. 1998. Altitudinal gradients in tropical Forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán. **Journal of Ecology** 86: 999-1020.
- VAUTZ, W.; PAHL, S.; PILGER, H.; SCHILLING, M & KLOCKOW, D. 2003. Deposition of trace substances via cloud droplets in the Atlantic Forest of the Serra do Mar, São Paulo state, SE Brazil. **Atmospheric Environment** 37: 3277-3287.
- VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.R. & LIMA, JCA. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro, IBGE (Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais).
- VILLELA, D.M.; NASCIMENTO, M.T. ARAGÃO, L.E.O.C. de & GAMA, D.M. da. 2006. Effect of selective logging on Forest structure and nutrient cycling in a seasonal dry Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Biogeography** 33: 506-516.
- VOLKOV, I.; BANAUVER, J.R.; HUBBELL, S.P. & MARITAN, A. 2003. Neutral theory and relative species abundance in ecology. **Nature** 424: 1035-1037.
- WANDERLEY, A.A. 2002. **Mapa Geológico da Paraíba**. CPRM – Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais do Brasil, Recife.
- WEBB, K.E. 1979. **A face cambiante do nordeste do Brasil**. Rio de Janeiro: Apec – Banco do Nordeste do Brasil. 310p.
- WEBB, L.J. 1968. Environmental relationship of the structural types of Australian rain Forest vegetation. **Ecology** 49: 296-311.
- WEBB, C.O & PEART, D.R. 2000. Habitat association of trees and seedlings in Bornean rain forest. **Journal of Ecology** 88: 464-478.

- WHITE, D.A. & HOOD, C.S. 2004. Vegetation patterns and environment gradients in tropical dry forests of the northern Yucatan Peninsula. **Journal of Vegetation Science** **15**: 151-160.
- WHITMORE, T.C. 1998. **An introduction to tropical rain forest**. 2nd edn. Oxford University Press, Oxford.
- WHITTAKER, R.H. 1967. Gradient analysis of vegetation. **Biological Review** **49**: 207-264.
- WRIGHT, S.J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia** **130**: 1-14.
- YANG, L.; YIPING, Z.; DAMING, H.; MIN, C & HUA, Z. 2007. Climatic control of plant species richness along elevation gradients in the Longitudinal Range-Gorge region. **Chinese Science Bulletin** **52**(2): 50-58.

2 - O COMPONENTE ARBÓREO NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA DO PICO DO JABRE, PB.

RESUMO

(O COMPONENTE ARBÓREO NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA DO PICO DO JABRE, PB.) Florestas Estacionais Montanas têm como características variações em altitude, inclinação e tipos de clima, com alta porcentagem de espécies endêmicas, isolamento e fragilidade. Normalmente, estão associadas a solos mesotróficos e bem drenados. A Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre está localizada na serra residual de Teixeira, entre os municípios de Maturéia e Mãe D'água (06° 02'12'' a 08°19'18'' S e 34°45'12'' e 38°45'45''W) no estado da Paraíba, Brasil. Encerra o ponto mais alto do Nordeste setentrional com 1.197 m., distando 360 km do mar. Este estudo teve por objetivos estabelecer a composição florística e estrutura fitossociológica e avaliar a contribuição com espécies de outras comunidades lenhosas no Nordeste para o componente arbóreo na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre. Foram instaladas 36 parcelas sistemáticas de 10 x 50 m (1,8 ha) e medidas as alturas e diâmetros de todas as árvores com DA $P \geq 4,8$ cm. Amostras botânicas foram coletadas por três anos dentro e fora das parcelas e exsicatas foram depositadas nos Herbários da Universidade Federal da Paraíba (JPB) e da Universidade de Brasília (UB). A vegetação da Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre mostrou riqueza e diversidade altas. A amostragem florística totalizou 87 espécies, 65 gêneros e 34 famílias incluindo espécies de Florestas Estacionais de Terras Baixas, Florestas Submontanas Ombrófilas, Mata Atlântica e de Caatinga. Fora das parcelas foram amostradas 23 espécies de 18 gêneros e 14 famílias. Nas parcelas ocorreram 2.050 árvores de 64 espécies, 51 gêneros e 31 famílias, com densidade de 1.148 ind.ha⁻¹ e 22,45 m².ha⁻¹ de área basal total. A diversidade foi de 3,17 nats. ind⁻¹ e a equabilidade de 0,76, similares a outras comunidades de Florestas Estacionais Montanas na região. Malpighiaceae, Myrtaceae, Erythroxylaceae, Vochysiaceae, Celastraceae, Rutaceae, Sapindaceae e Fabaceae-Faboideae destacaram-se como as famílias mais importantes, respondendo por 66,72% do IVI total. *Byrsonima nitidifolia*, *Eugenia ligustrina*, *Calisthene microphylla*, *Maytenus distichophylla* e *Erythroxylum mucronatum* foram as cinco espécies mais importantes e totalizaram 120,79 (40,3%) do IVI total. A dominância ecológica de *Byrsonima nitidifolia* aqui registrada, teve seu primeiro relato na região Nordeste do Brasil. A flora registrada na área contém representantes de outras fitofisionomias como Florestas Ombrófilas Montanas, de Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas, elementos da Caatinga, assim como espécies de ampla distribuição no Brasil, conferindo-lhe caráter misto.

Palavras chave: Distribuição de alturas, Distribuição diamétrica, Estrutura, Árvores, Flora.

ABSTRACT

(THE TREE COMPONENT OF MONTANE SEASONAL SEMIDECIDUOUS MONTANE FOREST IN PICO DO JABRE, PB). The montane seasonal forests are characterized by land elevation and inclination, a variety of climatic types, a relatively high percentage of endemic species, isolation and fragility and are frequently associated to mesotrophic and well drained soils. This study aims to establish current floristic composition and structure and to assess species contribution from regional woody communities to the Pico do Jabre montane seasonal forest (06° 02'12'' to 08° 19'18'' S and 34° 45'12'' e 38° 45'45''W), 360 km from the sea, the highest regional elevation (1197 m) at Maturéia and Mãe D'água municipalities in Paraíba state, Brazil. The sampling system was based on 36, 10 x 50m (1.8ha) plots, distributed in seven transects systematically placed 100m apart, where all trees, Dbh \geq 4.8 cm, had their diameters and height measured. During three years, monthly, botanical samples were taken within and outside plots. Vouchers were deposited at the Federal University of Paraíba (JPB) and University of Brasília (UB) Herbaria. The Pico do Jabre montane seasonal forest showed high species richness and diversity. In the total there were 87 species of 65 genera of 34 families, which included semi-arid Caatinga, lower-montane seasonal forest and Atlantic forest species. Outside plots there were 23 species of 18 genera of 14 families. Within plots it was found 2050 trees of 64 species of 51 genera of 31 families which accounted for 1138 ind.ha⁻¹ and 22.45 m².ha⁻¹. Diversity and equability were assessed as $H' = 3.17$ nats.ind⁻¹ and $J' = 0.76$ similar to some others regional of montane seasonal forest communities. Malpighiaceae, Myrtaceae, Erythroxylaceae, Vochysiaceae, Celastraceae, Rutaceae, Sapindaceae e Fabaceae-Faboideae stood out as the ten most important families (66,72% of the total IVI). *Byrsonima nitidifolia*, *Eugenia ligustrina*, *Calisthene microphylla*, *Maytenus distichophylla* and *Erythroxylum mucronatum* the five most important species accounted for 120.79 (40,3%) of the total IVI. *B. nitifolia* ecological dominance is here firstly reported in the Brazilian northeast region. The local flora included Brazilian wide spread species and some other which are commonly found in regional montane ombrophyllous and lowland seasonal Forest communities, as well as some species from the neighboring Caatinga.

Key words: Height and Diameter-class distribution, Structure, Trees, Flora.

2.1. - INTRODUÇÃO

O principal foco dos estudos em ecologia vegetal é a descrição, medição e interpretação de dados tomados em comunidades de plantas. No Brasil, os estudos de composição florística de comunidades de Mata Atlântica são extensos, quando localizados nas regiões Sul e Sudeste e no Nordeste têm sido intensificados ao longo das últimas décadas. Na Paraíba estudos desta natureza são recentes, com menos ênfase nas unidades de conservação.

Na região Nordeste a Mata Atlântica *sensu stricto* (Oliveira-Filho & Fontes 2000) ocorre em faixa litorânea estreita, com menos de 50 km de largura, ladeada por cinturão igualmente estreito de florestas semidecíduas interioranas: a Mata Atlântica *sensu lato* (Oliveira-Filho & Fontes 2000), que se estende até o interior por enclaves de florestas, no topo das serras e planaltos do semi-árido nordestino (Tavares *et al.* 2000). Cerca de 25% da área de distribuição original da Floresta Atlântica nordestina foi representada por estas florestas nos topos das serras (Tabarelli & Santos 2004), que podem ser Ombrófilas ou Estacionais, em função de fatores como precipitação, altitude, continentalidade, umidade do solo (Ferraz *et al.* 2003; Rodal & Nascimento 2002; Sampaio *et al.* 1981; Lyra 1982; Ferraz *et al.* 1998).

Sales *et al.* (1998) considera que as florestas nos topos e encostas das serras são conjuntos florísticos únicos, com alta diversidade e patrimônio genético de grande valor. Estas formações florestais no Nordeste possuem flora e estrutura relativamente bem estudadas, especialmente para o estado de Pernambuco (Rodal *et al.* 2008; Lopes *et al.* 2008 a; Nascimento & Rodal 2008; Rodal & Nascimento 2006; 2002; Ferraz & Rodal 2006; Rodal *et al.* 2005 a; 2005 b; Andrade & Rodal 2004; Ferraz *et al.* 2004 e 2003; Melo & Rodal 2003; Moura & Sampaio 2001; Tavares *et al.* 2000; Ferraz *et al.* 1998; Rodal *et al.* 1998; Sales *et al.* 1998; 1999; Pereira *et al.* 1993; Lyra 1982; Andrade-Lima 1982, 1981, 1961, 1957), que revelaram diferenças na composição florística e na estrutura entre remanescentes (Lopes *et al.* 2008 a; Rodal *et al.* 2005 b; Andrade & Rodal 2004), assim como com a vegetação de caatinga circunvizinha (Lyra 1982; Rodal & Nascimento 2002; Moura & Sampaio 2001). Estas florestas apresentam-se em dois grupos divididos de maneira consistente de acordo com aspectos ecológicos como geomorfologia e variáveis climáticas (Rodal *et al.* 2008 a). A condição privilegiada que têm quanto à umidade de solo

e ar, temperatura e cobertura florestal, quando comparadas à região semi-árida vizinha (Andrade-Lima 1964), levou a intensa intervenção antrópica, que ainda acontece na atualidade, responsável pela fragmentação da vegetação e empobrecimento da flora e fauna (Silva *et al.* 2006). A fragmentação que se processa nos ecossistemas tropicais é a maior responsável pelas extinções de populações locais (Wilcox & Murphy 1985) e alterações na população de agentes bióticos, que podem provocar alterações na estrutura das comunidades vegetais (Silva & Tabarelli 2000). Os remanescentes de Mata Atlântica no Nordeste encontram-se dispersos em pequenas manchas, normalmente circundadas por campo aberto, e as áreas sob proteção são pequenas, isoladas e mal manejadas (Theulen 2004).

Grande parte dos levantamentos na Mata Atlântica no Nordeste foi realizada em florestas úmidas (Rocha *et al.* 2008; Tavares *et al.* 2000; Siqueira *et al.* 2001; Andrade *et al.* 2006; Rodal *et al.* 2005a; Ferraz & Rodal 2006; Oliveira *et al.* 2006; Rodal & Sales 2007; Pereira & Alves 2006; Barbosa *et al.* 2004), dentre outros. As áreas secas receberam atenção nos últimos anos (Nascimento & Rodal 2008; Rodal & Nascimento 2006; Ferraz *et al.* 2003; Moura & Sampaio 2001; Correia 1996). Em sua grande maioria localizadas nos topos e encostas das serras no semi-árido, apresentam diferenças florísticas e estruturais marcantes em função da continentalidade, altitude, precipitação (Vasconcelos-Sobrinho 1971; Andrade & Rodal 2004; Ferraz *et al.* 2003; Rodal & Nascimento 2002; Tavares *et al.* 2000).

No estado da Paraíba, os estudos sobre a composição florística e estrutura fitossociológica nestas formações ainda são escassos. Trabalhos florísticos foram realizados por Loiola *et al.* (2007); Agra *et al.* (2004); Rocha & Agra (2002); Pontes & Agra (2001); Cabral (1999); Agra & Nee (1997) e Mayo e Fevereiro (1982). Estudos fitossociológicos foram realizados na Mata do Pau Ferro em Areia (PB), no Agreste, por Andrade *et al.* 2006 e Oliveira *et al.* 2006 e, para o Pico do Jabre, esta será a primeira contribuição.

O Parque Estadual do Pico do Jabre localiza-se no Planalto da Borborema no estado da Paraíba, região onde ocorre mancha de Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE 1985). O levantamento da flora vascular no Pico do Jabre apresentou alta riqueza florística com 315 espécies, com cerca de 12% de monocotiledôneas e 88% de eucotiledôneas (Agra *et al.* 2004). Segundo Tabarelli & Santos (2004) no Pico do Jabre está a Floresta Estacional

Semidecidual Montana interiorana com menor cobertura florestal no Nordeste, com 5,52 Km² (0,58%) dos remanescentes das Florestas Montanas interioranas na região.

Os estudos fitossociológicos do componente arbóreo na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre representará avanço para o conhecimento da vegetação local. Contribuirá, assim, para o melhor entendimento das relações florísticas entre as Florestas Montanas e sua associação com elementos climáticos, tal qual sugerido por Ferraz *et al.* (2003) e Tavares *et al.* (2000), bem como com os fatores geológicos, de paisagem e distúrbios antrópicos, como sugerido por Siqueira *et al.* (2001).

O cenário dos 500 ha oficialmente protegidos em Unidade de Conservação no Parque Estadual do Pico do Jabre, ainda não completamente implementado, sugere riscos de perda de informações ecológica em todos os níveis. Assim, este estudo poderá embasar ações futuras para a manejo nesta UC.

Desta forma, este capítulo tem como objetivo avaliar a contribuição de outras comunidades lenhosas no Nordeste na composição de famílias e espécies na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre para responder à **pergunta 1**: Qual o componente florístico, a fitossociologia e a estrutura de diâmetro e altura na Floresta Estacional Semidecidual do Pico do Jabre?

2.2 - MATERIAL E MÉTODOS

2.1.1 - Área de Estudo: Pico do Jabre, PB.

O Pico do Jabre situa-se entre os municípios de Maturéia e Mãe D'água (Figura 2.1) entre os paralelos 06° 02' 12'' e 08° 19' 18'' de latitude sul e entre os meridianos de 34° 45' 12'' e 38° 45' 45'' de longitude Oeste, e é o ponto de cota mais elevada da Paraíba (1.197m) e do Nordeste Setentrional (SUDEMA 1994). Ao norte do Pico está a depressão sertaneja, a leste o Cariri paraibano e ao sul o Pajeú pernambucano. O sistema de serras próximo ao Pico é divisor de águas, onde os riachos a leste correm para a bacia hidrográfica do Taperoá (Paraíba), ao sul para o Pajeú – São Francisco e ao norte para a bacia hidrográfica do Coremas – Açu. O Pico do Jabre está na serra residual de Teixeira, uma projeção individualizada e reduzida nas cotas mais elevadas da Borborema (Moreira 1989), com

acentuado desnível em sua encosta norte. Seu formato é alongado, com direção WSW-ENE, com cerca de 100 km de extensão e 10 km de largura (SUDEMA 1994).

O clima na área sofre modificações em função da altitude e disposição perpendicular aos ventos dominantes. A serra de Teixeira tem clima AW' (quente e semi-úmido, com chuvas de verão até outono (Lima & Heckendorff 1985). A estação seca pode durar de 5-7 meses, de maio a dezembro, com precipitações mínimas de agosto a outubro (menos e 1% do total). As maiores precipitações se registram entre janeiro e maio, com quase 70% do total. Os índices pluviométricos são baixos, entre 800-1.000mm, mas superiores ao da Caatinga circundante. A temperatura média é superior a 20° C e a umidade relativa média do ar de 65% (SUDEMA 1994).

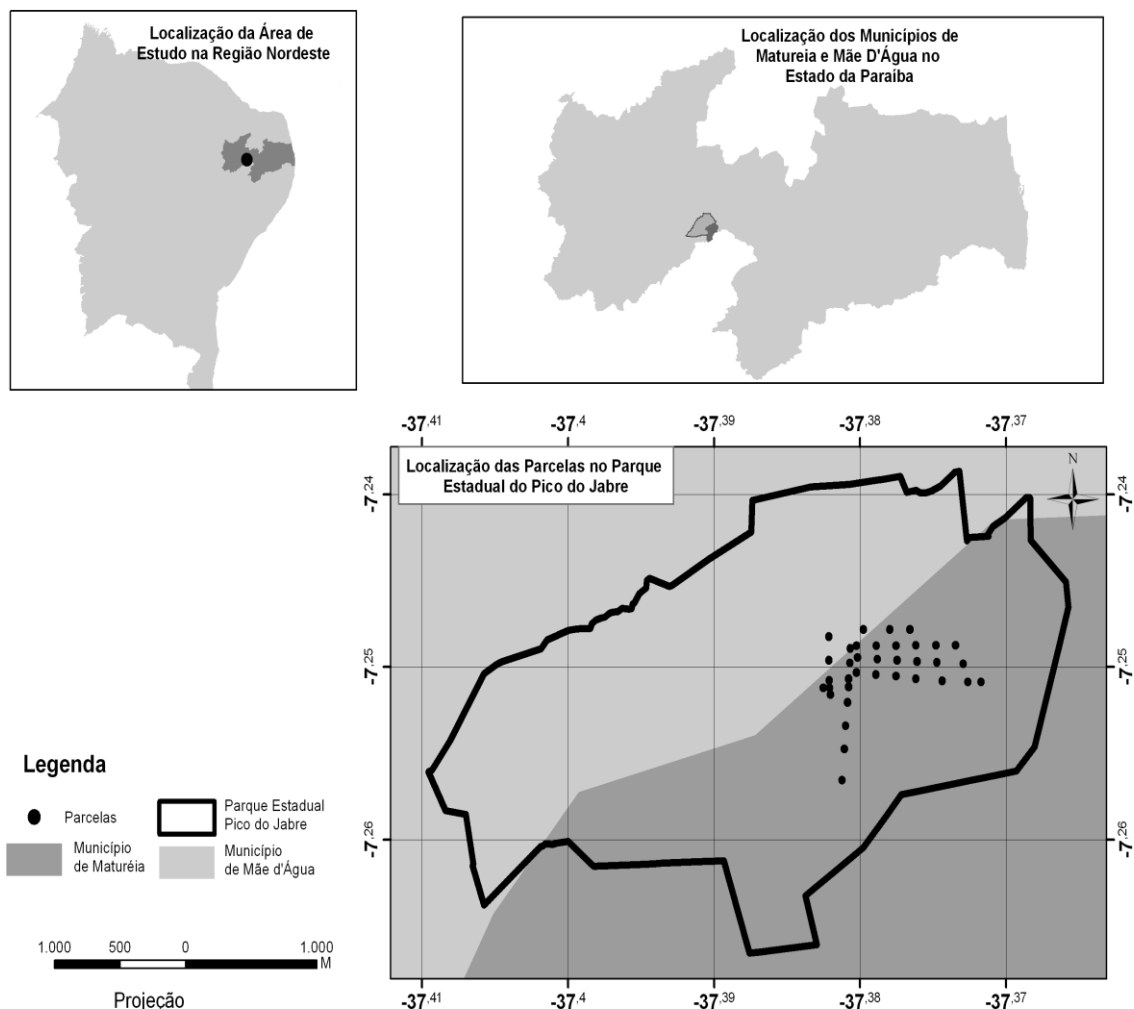


Figura 2.1: Localização do Pico do Jabre na região Nordeste e no estado da Paraíba e posicionamento das parcelas para o levantamento dos estratos arbóreo e da regeneração natural.

A área já sofreu fortes impactos do passado em decorrência de incêndios, desmatamentos para o cultivo agrícola e extração seletiva de madeira. Abasteceu madeireira que funcionava na base do pico durante cerca de 40 anos. O primeiro relato de incêndio foi registrado em 1971, sendo que outros dois ocorreram em 1991 e 2003, em decorrência do preparo de áreas para o cultivo agrícola. Em 1991 destruiu cerca de 10 hectares da vegetação nativa (Xavier 1992). A interferência antrópica no que diz respeito à exploração agrícola local intensificou-se nos anos 40 (Cavalcante 1989 *apud* Xavier 1992) com a introdução da cultura de sisal (*Agave sisalana* Perr), que teve fácil adaptação às condições edafoclimáticas no local, embora atualmente esteja em decadência na região. Nos tempos atuais, ainda que em pequena escala, se encontra extração seletiva de madeira na área. No cume do pico há 17 torres de comunicação, utilizadas por diversas empresas de telecomunicação (telefonia móvel, internet, televisão, rádios AM e FM), causando impactos localizados na área (Ramalho *et al.* 2009).

2.2.2 - Dados climáticos

Para compreensão dos padrões de sazonalidade na área, os dados de precipitação no quinquênio 2000-2005 foram tomados da AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba) do Governo do Estado da Paraíba, para o município de Maturéia. Dados complementares de precipitação no mesmo período foram fornecidos pela EMATER (PB) para o município de Teixeira (16 km de Maturéia), tomados diariamente na zona rural do município, no intervalo dos últimos 20 anos.

A Figura 2.2 apresenta os dados de precipitação no município de Teixeira nos últimos 20 anos obtidos na EMATER (PB), e a figura 2.3 aqueles fornecidos pela AESA (PB) para os últimos 9 anos. Observa-se a grande variação interanual nos volumes de precipitação no período abrangido assim como os anos em que foram coletados os dados deste estudo.

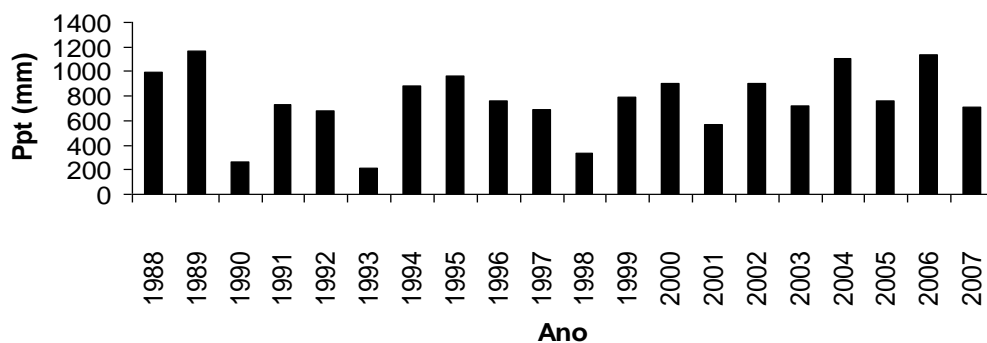


Figura 2.2: Precipitação pluviométrica registrada no Município de Teixeira, Paraíba, no intervalo de 1988 – 2007. Dados fornecidos pela EMATER - PB.

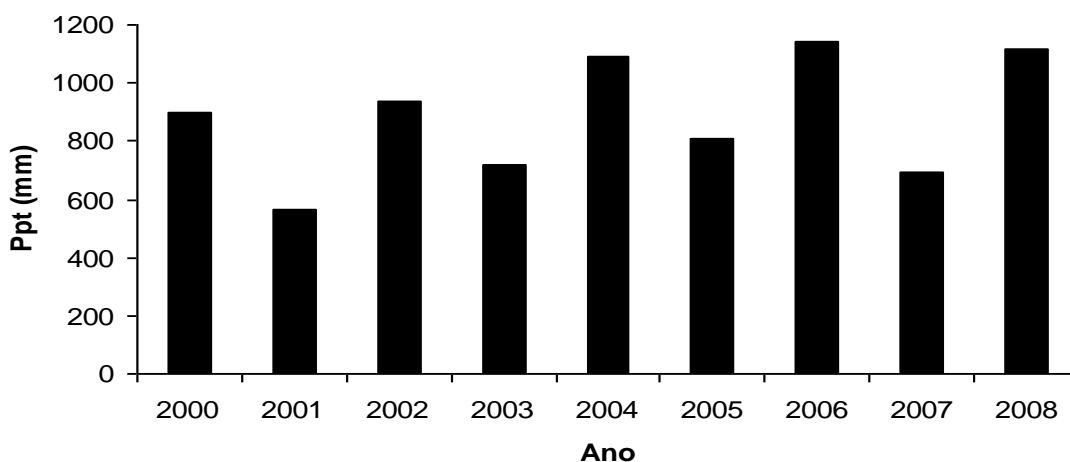


Figura 2.3: Precipitação pluviométrica registrada no município de Teixeira (PB), entre os anos de 2000 – 2008. Dados fornecidos pela AESA (Agência Executiva de Gestão de Águas do Estado da Paraíba).

2.2.3 - Amostragem da vegetação

O método de parcelas (Muller-Dombois & Ellenberg 1974) foi empregado para a obtenção dos dados florísticos e estruturais. A comunidade arbórea foi amostrada em 36 parcelas de 10 x 50 m, dispostas sistematicamente em 7 alinhamentos paralelos às inclinações da encosta, totalizando 1,8 ha de área amostrada. As parcelas tiveram diferentes faces de exposição, de acordo com o relevo, sendo 6 posicionadas na face Norte, 5 na Sul, 22 na Leste e três no topo da Serra. A declividade nas parcelas variou de 0 a 67°, medidas com clinômetro em duas porções da mesma: do início ao meio e do meio ao fim. O espaçamento entre as alinhamentos e entre parcelas foi de 100 m, e o número de parcelas de cada alinhamento foi determinado pela situação de preservação da área e a condição de

trabalho na declividade. Todas as parcelas foram georeferenciadas (Figura 2.4). Os vértices das parcelas foram demarcados com estacas de madeira e as laterais com barbante, e todos os indivíduos localizados dentro das parcelas e os que tocavam o barbante nas laterais foram amostrados.

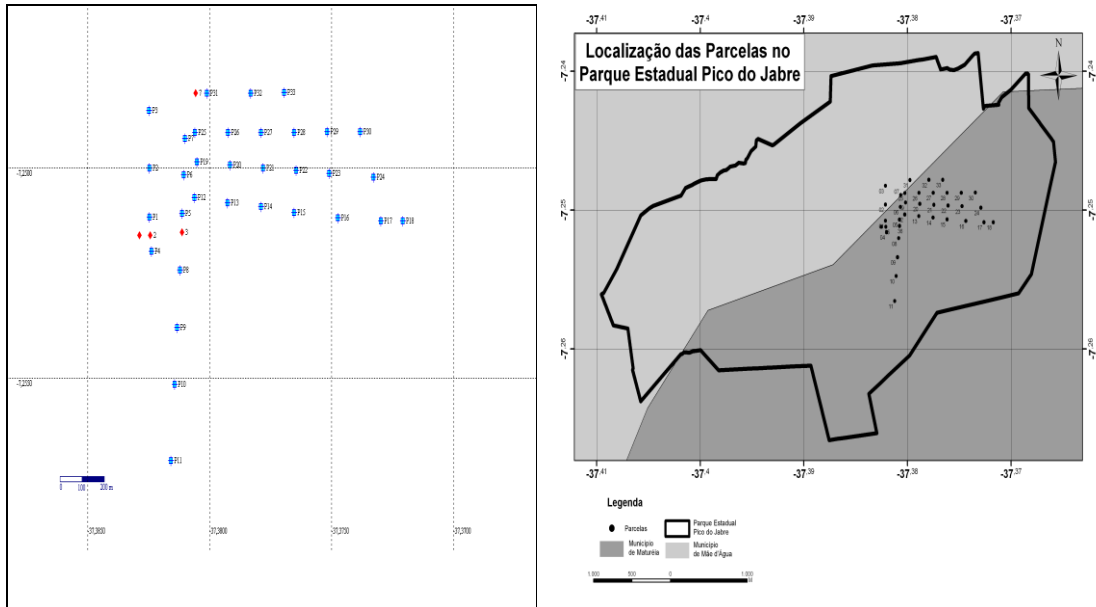


Figura 2.4: Distribuição das parcelas para o levantamento fitossociológico do estrato arbóreo na Floresta Estacional Seidecidual Montana do Pico do Jabre, PB..

Foram amostrados todos os indivíduos arbóreos vivos, inclusive palmeiras, com DAP $\geq 4,8$ cm, medidos com fita métrica graduada. A altura das árvores foi estimada visualmente, tomando-se por base uma vara de tudo de PVC graduada, com até 12 m de comprimento. Os indivíduos com troncos cespitosos foram amostrados somente quando uma das ramificações apresentava diâmetro mínimo para inclusão. Neste caso, todos os caules foram medidos e a área basal total do indivíduo foi dada pelo somatório das áreas basais de cada caule.

As parcelas foram instaladas e os indivíduos amostrados entre março de 2002 e abril de 2003. As amostras botânicas foram coletadas entre 2003 a 2008 e incorporadas ao herbário do Departamento de Sistemática e Ecologia da Universidade Federal da Paraíba (JPB) e no herbário da Universidade de Brasília (UB). As identificações foram feitas por meio de consultas à literatura e especialistas, além de comparações com coleções de Herbário da UFPB. Os exemplares foram coletados no interior das parcelas em fase reprodutiva e/ou vegetativa. Coletas adicionais foram feitas fora das parcelas durante caminhadas na área,

objetivando levantamento florístico mais completo. As espécies amostradas foram identificadas e as famílias organizadas de acordo com a proposta contida em APG II (APG II 2003). A grafia dos nomes das espécies e dos autores foram confirmadas no site do Missouri Botanical Garden (www.mobot.org). Foram adotados os nomes populares regionais.

2.2.4 - Parâmetros fitossociológicos

Os parâmetros fitossociológicos calculados e interpretados na caracterização estrutural foram os sugeridos por Muller-Dombois & Elleberg (1997), calculados por planilhas eletrônicas Excel: densidade absoluta e relativa (DA e DRel), dominância absoluta e relativa (DoA e DoRel), frequência absoluta e relativa (FA e FRel) e Índice de Valor de Importância (IVI).

2.2.5 - Abrangência florística e suficiência amostral

A análise da abrangência florística em relação ao esforço amostral foi elaborada pela curva de rarefação (Magurran 1988) e curva espécie x área, calculadas no programa estatístico Past e a suficiência amostral pelo erro padrão e o intervalo de confiança (nível de significância de 5%) a partir dos dados de densidade e da área basal da amostra. O limite de erro adotado foi de 10%, a 95% de probabilidade (Felfili & Resende 2003). A estimativa da riqueza foi dada pelo estimador de riqueza de Jackknife de primeira e segunda ordem (Magurran 1988).

2.2.6 - Riqueza florística

A diversidade alfa da comunidade foi avaliada pelo índice de Shannon-Wiener (H') expresso em base log natural (Brower *et al.* 1997) e o índice de Pielou (J') que quantifica a contribuição das populações na comunidade em relação ao número de indivíduos. Este índice apresenta valor máximo 1 quando as espécies possuem abundâncias iguais na comunidade. Ambos foram calculados com auxílio de programa MVSP (2004) versão 3.13. Os índices foram calculados para a amostra total e por parcelas.

2.2.7 - Distribuição dos diâmetros e alturas

A falta de referência da idade dos indivíduos em florestas inequiâneas torna importante o conhecimento da estrutura diamétrica dos indivíduos presentes nas mesmas. Para tanto, foram elaborados histogramas do número de indivíduos por classes de diâmetro e alturas para a comunidade e algumas de suas populações. As populações incluídas nas análises foram as que apresentaram os dez mais altos valores do IVI. No estudo da distribuição dos diâmetros os intervalos de classe empregados incluíram amplitudes crescentes para compensar a diminuição da densidade nas classes de maior tamanho (Carvalho *et al.* 2005). Isto permite que indivíduos de classe diamétricas maiores e de baixa densidade sejam bem representados (Oliveira-Filho *et al.* 2001). Foram registrados o número de indivíduos, a área basal e número de espécies por classe de diâmetro. O valor da primeira classe foi de 4,8 cm, valor do diâmetro mínimo adotado como critério de inclusão, e a última classe com intervalo aberto à direita, conteve os indivíduos com $DAP \geq 80$ cm. Desta forma as classes de diâmetro foram: Classe I: $DAP > 4,8 - 10$ cm; Classe II: $DAP > 10 - 20$ cm; Classe III $DAP > 20 - 40$ cm; Classe IV: $DAP > 40 - 80$ cm e Classe V: $DAP > 80$ cm.

A caracterização da ocupação do espaço vertical foi feita a intervalos de 3m, e nestes foram incluídos o número de indivíduos, área basal e número de espécies. Os intervalos das classes foram: Classe I: 3 – 6 m; Classe II: > 6 – 9 m; Classe III: > 9 – 12 m; Classe IV: > 12 – 15 m; Classe V: > 15 – 18 m; Classe VI: > 18 – 21 m e Classe VII: > 21 m.

2.2.8 - Quociente de Liocourt

A avaliação da distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro foi feita através do quociente “q” sugerido por Liocourt (1898), segundo Meyer (1952 *apud* Felfili & Silva Júnior 1988). Este quociente foi obtido pela divisão do número de indivíduos de uma classe pelo número de indivíduos da classe anterior, e foi adotado para avaliar o recrutamento entre classes (Silva Júnior 1999). Em florestas com distribuição balanceada, a redução do número de indivíduos entre classes ocorre em razão constante (quociente “q”). Os indivíduos recrutados são representados por “q”, e o valor de $1 - q$ representa a mortalidade entre as classes sucessivas.

2.3. - RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Composição florística da comunidade:

Foram amostrados 2.050 indivíduos arbóreos com DAP > 4,8 cm nos 1,8 ha levantados, pertencentes a 64 espécies, distribuídas por 51 gêneros e 31 famílias. Foram determinadas ao nível de espécie 55 entidades botânicas, 6 de gênero, 2 de família e 1 ainda não determinada. Fora das parcelas foram identificadas 23 espécies arbóreas (26,4%) distribuídas por 14 famílias e 18 gêneros elevando o total de espécies para 87, distribuídas por 65 gêneros e 34 famílias (Tabela 2.1).

A curva de rarefação e a curva espécie x área (Figura 2.5) apontaram a tendência para a estabilidade, embora sem atingir a assíntota. Isto sugere que o potencial de riqueza da área foi não levantado, fato que foi confirmado pelo cálculo do estimador de riqueza Jackknife de primeira e segunda ordem com valores de 72,7 e 74,8, respectivamente. Para Silva Júnior (2004) curva com estabilização tardia sugere grande heterogeneidade florística, em áreas onde há gradientes topográficos que influenciam na fertilidade e umidade do solo, como áreas sujeitas a inclinações. A área mínima recomendada para estudos fitossociológicos em florestas tropicais é de 1,0 ha (Fonseca & Rodrigues 2000), e, neste estudo 1 ha amostrou 86 % das espécies.

Os indivíduos mortos representaram 6,2 % do total e 3,4 % da densidade relativa, valores dentro da faixa de variação de 2% (Ferraz *et al.* 2003) a 6% (Nascimento & Rodal 2008; Rodal & Nascimento 2006) encontrados em levantamentos realizados em Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas no Nordeste e Sudeste (Oliveira-Filho *et al.* 1997).

As espécies *Aspidosperma pyrifolium*, *Commiphora leptophloeos*, *Erythrina velutina*, *Amburana cearensis*, *Croton urticifolius* e uma Myrtaceae indeterminada (Desconhecida 16), foram representadas por um único indivíduo (9,4%) e portanto consideradas raras segundo os critérios contidos em Martins (1991).

A taxa espécie x gênero foi de 1,2 e indica a relativa diversidade genérica (Felfili & Fagg 2007) no componente arbóreo na área.

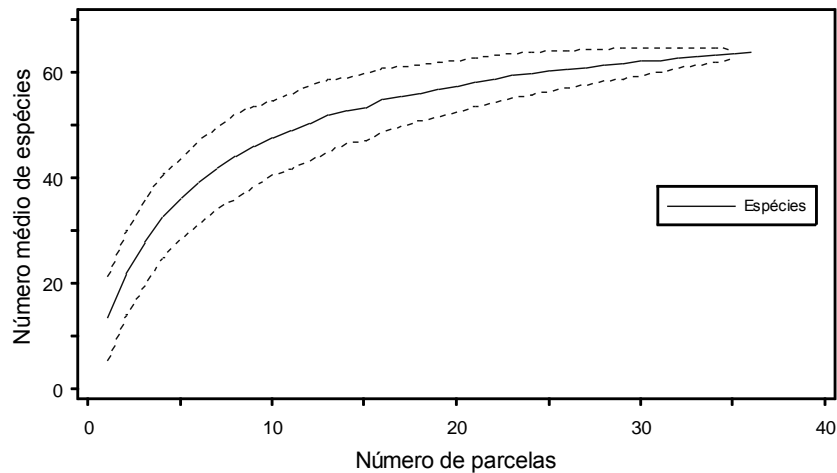
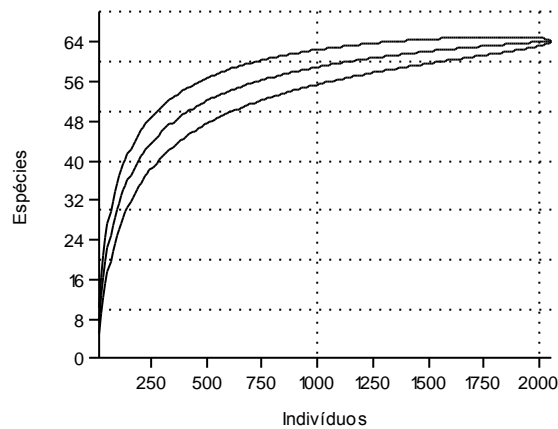


Figura 2.5: Curva de rarefação (acima) e curva espécie x área (abaixo) que apresentam a progressão do número médio de espécies com o incremento do número de indivíduos e de parcelas amostrais, respectivamente, instaladas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

O número de espécies registrado em outras Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas e Submontanas em Pernambuco foi considerado dentro da média encontrada na área amostrada neste estudo: 69 (Melo & Rodal 2003), 51 (Rodal & Nascimento 2006) e 61 (Nascimento & Rodal 2008). Maior riqueza foi registrada em Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas: 88 (Andrade & Rodal 2004); 79 (Lopes *et al.* 2008 a) e aumentou ainda mais em Florestas Ombrófilas Montanas: 91 (Tavares *et al.* 2000), 152 (Ferraz & Rodal 2006) e Submontanas 120 (Lopes *et al.* 2008 a), embora Rodal *et al.* (2005a) tenha registrado 53 espécies arbóreas em Floresta Ombrófila Submontana em

Pernambuco. A riqueza foi semelhante àquela observada em representante de Mata Atlântica costeira no estado da Paraíba, 64 (Barbosa 1996) e inferior à encontrada na mata costeira em Pernambuco 115 (Rocha *et al.* 2008). Em mata ciliar de Floresta Ombrófila Aberta Montana na Paraíba foram registradas 67 espécies arbóreas (Andrade *et al.* 2006). Como a Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre está situada a 360 km do litoral e posicionada na encosta ocidental da Borborema, sujeita a menor umidade (Rodal *et al.* 2008), a riqueza de espécies nela encontrada pode ser considerada alta, no contexto de levantamentos similares realizados no Nordeste. É necessário enfatizar que os autores selecionaram as faixas menos perturbadas para a condução dos estudos. Como a curva de rarefação e os estimadores Jackknife 1 e 2 mostraram, o total de espécies na área é, provavelmente, pelo menos 14% maior que o aqui registrado. A heterogeneidade ambiental e o contato com a vegetação da caatinga podem contribuir para a riqueza relativamente alta. Mas a flora das florestas úmidas é mais rica que das semidecíduas, embora compartilhem espécies. No sudeste brasileiro há cerca de 66% de compartilhamento de flora entre florestas semidecíduas e úmidas (Oliveira-Filho & Fontes 2000). Gentry (1995) sugeriu que o grau de deficiência hídrica contribui para o empobrecimento da flora de florestas secas neotropicais, quando comparadas com florestas mais úmidas.

Tabela 2.1: Famílias/espécies amostradas na Floresta Estacional Semidecidual Montana no Pico do Jabre, PB. Espécies anotadas com asterisco (*) correspondem às coletadas fora das parcelas.

Família / Espécie	Nome Popular
ANACARDIACEAE	
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira
APOCYNACEAE	
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	Pereiro
ARECACEAE	
<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	Coco catolé
BIGNONIACEAE	
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Pau d'arco
BORAGINACEAE	
<i>Cordia globosa</i> (Jacq.) Kunth	Maria preta
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	Louro
BURSERACEAE	
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	Imburana de cambão
CACTACEAE	
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	Mandacaru
CANNABACEAE	
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Mutamba
CAPPARACEAE	
<i>Capparis flexuosa</i> L.	Feijão bravo
CELASTRACEAE	
<i>Maytenus distichophylla</i> Mart.	Bom nome
ERYTHROXYLACEAE	
<i>Erythroxylum mucronatum</i> Benth.	Pau caixão
<i>Erythroxylum nummularia</i> Peyr.	
<i>Erythroxylum pauferrensis</i> Plowman	
<i>Erythroxylum</i> sp.1 (*)	
<i>Erythroxylum</i> sp.2	
EUPHORBIACEAE	
<i>Croton urticifolius</i> Lam.	Velame
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth (*)	Velame branco
<i>Croton</i> sp.	
<i>Jatropha molissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão bravo
<i>Manihot glaziovii</i> Müll. Arg.	Maniçoba
<i>Sapium</i> sp.	Burra leiteira
FABACEAE, CAESALPINIOIDEAE	
<i>Cassia ferruginea</i> Schrad ex DC.	Canafístula
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	
<i>Senna macranthera</i> (Collad) Irwin & Barneby	Canafistulazinha
FABACEAE, FABOIDEAE	
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Sm.	Cumaru
<i>Andira</i> sp.	
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth.	Sucupira
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Mulungu
<i>Hymenaea coubaril</i> L. (*)	Jatobá
<i>Luetzelburgia</i> cf. <i>auriculata</i> (Allemão) Ducke (*)	
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Bálsamo

<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel (*)	
<i>Poecilanthe falcata</i> (Vell.) Heringer	
FABACEAE, MIMOSOIDEAE	
<i>Acacia glomerata</i> Benth.	Espinho
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	Camundongo
<i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P. Lewis	Giquiri
<i>Mimosa</i> sp. (*)	Jurema de rato
<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harm.) N. P. Lima & H. C. Lima (*)	
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	Jurema branca
<i>Piptadenia viridiflora</i> (Kunth) Benth.	Giquiri com espinho
LAMIACEAE	
<i>Hyptis</i> cf. <i>martiusii</i> Benth. (*)	
<i>Vitex</i> sp. (*)	
MALPIGHIACEAE	
<i>Byrsonima</i> cf. <i>nitidifolia</i> A. Juss.	Batinga
<i>Byrsonima</i> sp.	
MALVACEAE	
<i>Bakeridesia pickelii</i> Monteiro (*)	Algodão bravo
<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum.	Barriguda
<i>Helicteres</i> sp.	
MELIACEAE	
<i>Cedrela</i> cf. <i>odorata</i> L.	Cedro
MORACEAE	
<i>Ficus gardneriana</i> Miq.	Gameleira
MYRTACEAE	
<i>Calyptanthus</i> sp.	
<i>Campomanesia eugenioides</i> (Cambess.) D.Legrand ex L.R.Landrum	
<i>Campomanesia</i> cf. <i>viatoris</i> Landrum	
<i>Eugenia</i> aff. <i>brejoensis</i> Mazine	Pinheira brava
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	Cambucá
<i>Eugenia</i> sp.1 (*)	
<i>Eugenia</i> sp.2 (*)	
<i>Myrcia sylvatica</i> DC.	Café bravo
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Araçá
<i>Myrcia</i> sp. (*)	
<i>Myrciaria</i> cf. <i>floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg.	Goiabinha
Indet. 1	
NYCTAGINACEAE	
<i>Guapira</i> cf. <i>opposita</i> (Vell.) Reitz. (*)	
<i>Pisonia tomentosa</i> Casar.	
OCHNACEAE	
<i>Ouratea hexasperma</i> (St. Hill.) Baill. (*)	
<i>Ouratea</i> sp. (*)	
PROTEACEAE	
<i>Roupala</i> cf. <i>montana</i> Aubl.	
RHAMNACEAE	
<i>Rhamnidium molle</i> Reissek	
RUBIACEAE	
<i>Randia nitida</i> (Kunth.) DC.	Esporão de galo
RUTACEAE	

<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Limãozinho
Indet.2	Batinga branca
Indet.3	
SALICACEAE	
<i>Casearia aculeata</i> Jacq.	
<i>Casearia sylvestris</i> Sw. (*)	
<i>Casearia</i> sp.	
<i>Prockia crucis</i> P. Browne	Quebra faca
SAPINDACEAE	
<i>Allophylus laevigatus</i> Radlk.	João mole
<i>Cupania revoluta</i> Radlk. (*)	
<i>Cupania</i> sp. (*)	
SIMAROUBACEAE	
<i>Simaba ferruginea</i> St. Hill. (*)	
SOLANACEAE	
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltldl.	Algodãozinho
<i>Physalis</i> cf. <i>pubescens</i> L.	
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Budão de velho
<i>Solanum</i> sp. (*)	Jussara
VERBENACEAE	
<i>Lantana camara</i> L.	Chumbinho
VOCHYSIACEAE	
<i>Callisthene microphylla</i> Warm.	Vassourinha
INDET.4	

O levantamento florístico apontou que as famílias mais ricas em espécies foram Fabaceae (20) (4 Caesalpinioideae, 9 Faboideae e 7 Mimosoideae), Myrtaceae (12), Erythroxylaceae e Euphorbiaceae (5), Solanaceae e Salicaceae (4) e Malvaceae e Sapindaceae com 3 espécies (Tabela 1). Estas oito famílias representaram 64,4 % das espécies amostradas fora e dentro das parcelas. Riqueza específica reunida em poucas famílias tem sido registrada para diversas formações florestais de diferentes localidades (Yamamoto *et al.* 2005), sendo comum cerca de 20% das famílias representarem até metade das espécies amostradas (Martins 1991).

Dezessete famílias (54,8%) estiveram representadas por uma única espécie. As famílias Ochnaceae, Lamiaceae e Simaroubaceae só foram registradas fora da área amostrada.

A ocorrência de maior riqueza de Fabaceae (20 espécies) tem sido comumente registrada em outras matas semidecíduas (Machado *et al.* 2004; Silva *et al.* 2004; Yamamoto *et al.* 2005; Fonseca & Rodrigues 2000; Lopes *et al.* 2002; Paula *et al.* 2002; Meira-Neto & Martins 2003; Souza *et al.* 2003), em matas decíduas (Nascimento *et al.* 2004; Fagundes *et*

al. 2007; Santos *et al.* 2007; Silva & Scariot 2004), em Floresta Ombrófila Aberta Montana (14) (Andrade *et al.* 2006), em Florestas Estacionais Decíduas em Solos Calcários do Brasil central (Felfili *et al.* 2007), no Cerrado sensu stricto (Neri *et al.* 2007), em matas de galeria do Distrito Federal (Silva Júnior 1999; Nóbrega *et al.* 2001) e em Matas Secas da América Central (Gillespie *et al.* 2000).

Levantamento realizado para a flora fanerogâmica em nove Florestas Montanas de Pernambuco, apontou a família Fabaceae entre as que apresentaram maior número de gêneros, tendo grande importância na composição florística das áreas estudadas juntamente com Rubiaceae, Myrtaceae, Euphorbiaceae, Solanaceae e Melastomataceae (Sales *et al.* 1998). Fabaceae, Myrtaceae e Lauraceae têm sido apontadas como famílias que ocorrem com maior número de espécies ao longo da Mata Atlântica costeira (Oliveira-Filho & Fontes 2000).

Em Florestas Andinas e da América Central observou-se a perda de importância da família Fabaceae a partir dos 1.500m de altitude e aumento do predomínio de Lauraceae, Melastomataceae e Rubiaceae (Gentry 1995). Em Florestas Atlânticas Montanas tanto Ombrófilas como Semidecíduas na região sudeste do Brasil encontrou-se menor riqueza relativa de espécies de Fabaceae e maior riqueza de Lauraceae, Asteraceae, Cyatheaceae, Solanaceae, Melastomataceae, Myrsinaceae e Aquifoliaceae (Oliveira-Filho & Fontes 2000). Gentry (1995) considerou Fabaceae a família mais presente entre árvores e arbustos nas florestas secas do Neotrópico.

Myrtaceae apresentou a segunda maior riqueza de espécies (12). Fabaceae, seguida de Myrtaceae também foram as famílias mais ricas em Floresta Ombrófila Aberta Montana da Mata do Pau Ferro na Paraíba (11 e 5 espécies, respectivamente). Myrtaceae foi a família mais rica em Floresta Semidecídua Montana (Rodal & Nascimento 2006; Moura & Sampaio 2001; Correia 1996; Ferraz *et al.* 1998); Floresta Ombrófila Submontana (6) (Rodal *et al.* 2005a), Floresta Ombrófila Densa (17) (Rocha *et al.* 2008) e em Floresta Ombrófila de Terras Baixas (Siqueira *et al.* 2001), todas em Pernambuco. Com a diminuição da altitude, esta família pode ainda ter grande riqueza de espécies, mas apresenta pouca importância estrutural (Rodal & Nascimento 2006). No Nordeste, Myrtaceae é comum em florestas mais úmidas e apresentou-se mais rica no topo das serras (Rodal e Nascimento 2002; Ferraz *et al.* 2003; Carvalho *et al.* 2005).

Myrtaceae é família de destaque em florestas do bioma Mata Atlântica (Catharino *et al.* 2006; Botrel *et al.* 2002; Silva *et al.* 2002; Siqueira 1994; Guedes *et al.* 2001; Ziparro 2005; Scudeller *et al.* 2001) onde foi encontrada com grande riqueza e abundância de espécies lenhosas (Peixoto & Gentry 1990; Mori *et al.* 1981). Gentry (1995) e Carvalho *et al.* (2005) consideraram Myrtaceae com grande ocorrência em florestas com elevado grau de altitude. Tem sido considerada com maior vínculo florístico com a Província Atlântica, enquanto Fabaceae esteve entre as famílias mais importantes na província Atlântica e Amazônica (Pinto & Oliveira-Filho 1999). Myrtaceae, Flacourtiaceae e Rubiaceae foram consideradas típicas de matas mais úmidas (Peixoto 1991-1992; Grombone *et al.* 1990). Webster (1995) considerou Myrtaceae característica de florestas nebulares nos Neotrópicos.

A mata em estudo está localizada no ponto mais alto do nordeste setentrional, mas os padrões ali encontrados sugerem seu grau intermediário de umidade. Sua flora assemelha-se a das florestas inferomontanas e mais secas, dado o elevado número de representantes de Fabaceae, e significativa contribuição de Myrtaceae. Situação similar foi encontrada por Gonzaga *et al.* (2008) em Floresta Estacional Semidecidual Montana em Minas Gerais.

No presente estudo, é provável que o efeito da continentalidade se sobreponha ao da altitude, conferindo o caráter mais seco do que seria esperado nestas altitudes. Além da continentalidade, o posicionamento na encosta ocidental da Borborema não favorece o aproveitamento dos ventos úmidos que adentram para o interior, causando condições mais secas, como já observado por Rodal *et al.* (2008). Oliveira-Filho & Fontes (2000) constataram que a sazonalidade, aparentemente, é mais importante que a precipitação anual na distinção entre florestas pluviais úmidas e as semidecíduas. O estudo de Punyasena *et al.* (2008) sobre a influência do clima nos padrões espaciais de famílias em florestas de terras baixas no Neotrópico apontou que o clima afeta mais a riqueza de espécies em escala local intrafamília, do que a abundância. Além disso, a influência da temperatura na riqueza de espécies é mediada pela disponibilidade de água durante os meses úmidos.

Euphorbiaceae foi encontrada com riqueza de espécies alta em Floresta Estacional Semidecidual Montana de Pernambuco sujeita a alteração antrópica (Melo & Rodal 2003). Esta família adquire grande importância em florestas estacionais de baixas altitudes no

Nordeste e Centro-Oeste (Oliveira-Filho *et al.* 2006). Ferraz *et al.* (2003) constatou que em altitudes entre 700 e 500 m Euphorbiaceae apresentou alto IVI. Em Caatinga arbórea apresentou maior riqueza no estrato arbóreo (6) (Alcoforado-Filho *et al.* 2003), e foi sempre mais bem representada na Vegetação Caducifólia Espinhosa da Caatinga no Semi-árido (Rodal 1992). No Pico do Jabre, Euphorbiaceae ocorreu com valor de IVI na 12ª posição, representada por cinco espécies e quatro gêneros, dentre eles *Jatropha* e *Manihot*, que comumente se associam à paisagem da Caatinga (Alves & Lucena 2007). No entanto, esta família apresenta gêneros ora associados à paisagem da Caatinga, ora a florestas úmidas no Nordeste (Alves & Lucena 2007).

Erythroxylaceae é família com distribuição pantropical e tem a América do Sul como principal centro de diversidade e endemismo, especialmente o Brasil e a Venezuela (Loiola *et al.* 2007). O gênero *Erythroxylum* apresenta grande versatilidade ecológica, vegeta tanto em ambientes úmidos como a Floresta Atlântica e Amazônica, como nas regiões semi-áridas e ocorre desde o nível do mar até locais montanhosos (Daly *et al.* 2004; Plowman 2001, *apud* Loiola *et al.* (2007)). Erythroxylaceae não foi registrada em levantamento realizado na Mata Atlântica costeira da Paraíba, assim como Vochysiaceae (Barbosa 1996). No Pico do Jabre a família foi representada por cinco espécies, com *Erythroxylum mucronatum* posicionado na quarta posição em IVI.

A família Rubiaceae normalmente ocorre em vegetações de áreas mais úmidas (Punyasena *et al.* 2008), e quando ocorre na Caatinga, se restringe a núcleos mais úmidos (Alcoforado-Filho *et al.* 2003; Pereira *et al.* 2002), embora Lopes *et al.* (2008a) tenha encontrado esta família bem representada tanto em Floresta Ombrófila Submontana como Floresta Semidecídua de terras baixas. A única espécie encontrada na área estudada no Pico do Jabre foi *Randia nitida*, que tem distribuição plástica, com ocorrência em outras Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas (Rodal & Nascimento 2002, 2006; Moura & Sampaio 2001; Ferraz *et al.* 2003), em Florestas Ombrófilas Submontanas (Andrade *et al.* 2006; Rodal *et al.* 2005a) e em áreas de transição mais úmidas que a caatinga (Pereira *et al.* 2002).

Lauraceae, cuja riqueza diminui gradativamente desde as Florestas Ombrófilas Montanas (Rodal & Sales 2007; Ferraz & Rodal 2006; Tavares *et al.* 2000), Florestas Ombrófilas Submontanas (Andrade *et al.* 2006; Rodal *et al.* 2005a) esteve presente apenas com *Ocotea*

duckei, em poucas Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas estudadas no Nordeste (Nascimento & Rodal 2008; Rodal & Nascimento 2006; Moura & Sampaio 2001). Sua ausência no Pico do Jabre sugere a menor umidade e/ou estágio sucessional intermediário da comunidade local, desde que Tabarelli *et al.* 1999 considera a família indicadora da passagem da floresta pioneira para estágio sucessional mais avançado no domínio da Floresta Atlântica.

Lauraceae e Melastomataceae foram consideradas famílias comuns no domínio Atlântico (Leitão-Filho 1993) enquanto Sapindaceae apresenta elevada riqueza de espécies em florestas Ombrófilas Montanas do Nordeste (Tavares *et al.* 2000). As duas primeiras não foram registradas e Sapindaceae foi representada neste estudo somente com duas espécies.

A ocorrência de espécies como *Myracrodruon urundeuva*, *Commiphora leptophloeos*, *Aspidosperma pyriformium*, *Jatropha molissima* e *Cereus jamacaru*, revelaram a influência da vegetação da Caatinga sobre a composição florística na mata, provavelmente devido às variações climáticas entre ambas, como também constatado por Moura & Sampaio (2001), Rodal *et al.* (2005a) e Rodal & Nascimento (2002). Estas espécies, com larga distribuição na Caatinga, ocorreram na mata em baixa densidade de indivíduos. *A. pyriformium* e *C. leptophloeos* foram classificadas por Giulietti *et al.* (2002) como endêmicas na Caatinga. A influência da vegetação da Caatinga na composição florística da Floresta Ombrófila Aberta da Mata do Pau Ferro (PB) foi considerada alta, uma vez que das 67 espécies levantadas, 23 foram encontradas na vegetação da Caatinga (Andrade *et al.* 2006). Ferraz *et al.* (2003) registrou a ocorrência de *M. urundeuva*, *C. jamacaru*, *Amburana cearensis* e *Parapiptadenia zehntneri*, espécies típicas da Caatinga, em Floresta Estacional Semidecidual Montana, a 1100m de altitude.

P. zehntneri e *Handroanthus impetiginosus* são espécies que colonizam áreas mais úmidas na Caatinga e *Senna macranthera* áreas mais abertas no Nordeste, especialmente no semi-árido e em área de Cerrado (Rodal & Nascimento 2002 *apud* Andrade-Lima 1989; Araújo *et al.* 1995; Prado & Gibbs 1993). Estas três espécies tiveram registro no Pico do Jabre, embora sem importância fitossociológica.

Myrcia tomentosa foi classificada por (Rodal *et al.* 2005a) como apresentando padrão de distribuição Amazônico-Atlântico com penetração na província do Cerrado, segundo

proposição de Cabrera & Willink (1973) e *Lantana camara* tem padrão de distribuição pantropical (Rodal *et al.* 2005a). Ambas tiveram registro na área sem importância estrutural. Neste estudo *Syagrus oleraceae* teve o segundo registro em Floresta Estacional Semidecidual Montana no Nordeste, com ocorrência nas áreas de maior altitude como em Triunfo (PE) (Ferraz *et al.* 1998), e sem registro de ocorrência em levantamentos realizados em 15 áreas de caatinga (Rodal 1992). No Pico do Jabre ocorreu com pequena população.

Albizia polycephalla e *Cedrela odorata* são espécies comuns em florestas montanas do Nordeste, assim como *Myrcia sylvatica*, que é comum em Floresta Costeiras e Montanas (Tavares *et al.* 2000). Moura & Sampaio (2001) apontaram *Zanthoxylum rhoifolium* como espécie de ampla distribuição, ocorrendo em Caatinga e/ou Cerrado, Amazônia, Mata Atlântica e Florestas Montanas do Nordeste, sendo comum, juntamente com *Myracrodruon urundeuva*, em quase todos os fragmentos de Florestas Estacionais Decíduas (Almeida & Machado 2007), com ampla distribuição no continente sul americano (Rodrigues & Araújo 1997). *Casearia sylvestris* e *Myrciaria floribunda* foram consideradas com distribuição plástica na Mata Atlântica do sudeste brasileiro (Oliveira-Filho & Fontes 2000).

Cupania revoluta ocorre em Cerrado e outras florestas montanas no Nordeste (Moura & Sampaio 2001) e em florestas úmidas e estacionais de terras baixas de Pernambuco e Paraíba (Rodal *et al.* 2005b). A espécie foi registrada no levantamento florístico fora das parcelas.

Trema micrantha é espécie pioneira, com larga distribuição em florestas do Brasil (Oliveira-Filho & Fontes 2000), e segundo Velázquez & Gómez-Sal (2009) desenvolve diferentes estratégias de crescimento em áreas diversas o que lhe confere grande versatilidade e capacidade de vegetar não somente em solos extremamente inférteis como em ambientes com grande disponibilidade de luz ou parcialmente sombreados, como o das florestas secundárias. A espécie ocorreu na área estudada sem importância estrutural.

Registros de *Roupala montana* não são frequentes no Nordeste. O gênero *Roupala* é fortemente correlacionado com as maiores altitudes no sudeste do Brasil (Oliveira-Filho &

Fontes 2000) e considerado indicador de florestas nebulosas no Neotrópico (Webster 1995).

A flora registrada na área contém representantes de outras fitofisionomias como Florestas Ombrófilas Montanas, de Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas, elementos de Caatinga assim como espécies de ampla distribuição no continente e no Brasil, conferindo-lhe caráter misto.

2.3.2 - Diversidade na Comunidade

A diversidade florística foi de 3,17 nats. ind⁻¹ e o índice de equabilidade de Pielou foi 0,76. O índice de diversidade de Shannon-Wiener teve valores de 2,72 nats.ind⁻¹ (Rodal & Nascimento 2006) e 2,99 nats.ind⁻¹ (Nascimento & Rodal 2008) em levantamentos realizados em Floresta Estacional Semidecidual Montana de Pernambuco.

Tavares *et al.* (2000) observou que os H' tendem a decrescer das florestas costeiras para as serranas, provavelmente devido à maior pluviosidade nas primeiras. Oliveira-Filho & Fontes (2000) apontaram para o declínio em diversidade com o aumento da interiorização e do caráter decíduo das florestas no domínio Atlântico. Gentry (1995) e Richards (1996) consideram que em florestas tropicais de todos os continentes, a riqueza de espécies diminui com o aumento da sazonalidade e aumenta com o incremento na precipitação. Florestas Decíduas apresentaram valores menores de H' = 2,99 e J' = 0,83 em Goiás (Silva & Scariot 2003); H' = 3,0 e J' = 0,7 em São Paulo (Ivanauskas & Rodrigues 2000); H' = 3,0 e J' = 0,80 em Minas Gerais (Santos *et al.* 2007). Há, entretanto, exceções como registrado por (Silva & Scariot 2004) em Goiás. Rodal (1992) reportou que a diversidade para áreas de Caatinga variou de 1 a 3 nats.ind⁻¹, enquanto que em áreas mais elevadas estes índices alcançaram 3 a 4 nats.ind⁻¹ (Correia, 1996; Moura & Sampaio 2001; Tavares *et al.* 2000). Para Caatinga arbórea Alcoforado-Filho (1993) encontrou valor de 3,09 nats.ind⁻¹.

Em áreas montanhosas no domínio da Mata Atlântica do Sudeste, Florestas Estacionais apresentaram valores comparativamente maiores de H'=4,23 e J=0,87 (Gonzaga *et al.* 2008); H'=3,92 e J=0,80 (Oliveira-Filho *et al.* 2004), assim como em Floresta Ombrófila: H'=4,15 e J'=0,82 (Carvalho *et al.* 2005) todas em áreas localizadas em Minas Gerais.

Os H' encontrados para Mata Atlântica variam de 3,8 – 5,8 nats. ind⁻¹ segundo Martins (1993) e em florestas Semidecíduas da região Sudeste apresentaram variações entre 3,37 e 4,29 nats. ind⁻¹ (Oliveira-Filho 1989). Valores abaixo destes foram registrados para outras florestas Semidecíduas do Sudeste em função do estágio sucessional (Pinto *et al.* 2007; Werneck *et al.* 2000) e de perturbações recentes (Silva *et al.* 2004; Drummond & Meira Neto 1999), embora haja registro de $H'= 3,91$ nats. ind⁻¹ em área perturbada de Mata Atlântica (Carvalho *et al.* 2007), que, frequentemente, apresentam valores inferiores aos reportados para áreas preservadas, que podem chegar a 4,3 nats. ind⁻¹ (Moreno *et al.* 2003) e 4,75 nats. ind⁻¹ em Floresta Ombrófila Montana (Catharino *et al.* 2006).

O grau de distúrbio natural (Foster 1990) assim como distúrbios antropogênicos como pastoreio, fogo e coleta seletiva de madeira, também podem diminuir a riqueza de espécies em matas secas tropicais (Swaine *et al.* 1990; Maass 1995). Há registros que os valores de H' aumentaram com o tempo nos estágios de sucessão na Floresta Ombrófila Montana na microrregião do brejo paraibano (Oliveira *et al.* 2006).

Neste trabalho, a equabilidade, dada pelo índice de Pielou (J') foi 0,76 e indicou distribuição desigual dos indivíduos amostrados entre as espécies. Poucas espécies responderam por grande parcela dos indivíduos amostrados. A contribuição das populações para a comunidade é quantificada por este índice (Krebs 1989). Este padrão, conhecido como dominância ecológica é comum em florestas tropicais (Richards 1998). Em outras Florestas Semidecíduas no Brasil, a estimativa do índice de Pielou variou entre 0,69 e 0,98 (Aragaki 1997).

A equabilidade relativamente baixa refletiu a dominância de *Byrsonima nitidifolia*, *Eugenia ligustrina*, *Allophylus laevigatus*, *Capparis flexuosa*, *Maytenus disticophylla*, *Randia nitida* e *Zanthoxylum rhoifolium*, todos com 70 ou mais indivíduos, que responderam por 55,76 % na comunidade. O valor da equabilidade aqui registrado indica que 76% da diversidade máxima teórica foi representada na amostragem efetuada, conforme os conceitos contidos em Lopes *et al.* (2002).

2.3.3 - Estrutura da comunidade

A densidade total de 1.138 ind.ha⁻¹ (IC= ± 5,77 ind.ha⁻¹, 95% de probabilidade e erro padrão de 3,95%) e a área basal de 22,45 m².ha⁻¹ (IC= ± 0,34 m². ha⁻¹, 95% de probabilidade e erro padrão de 7,27%) foram estimadas no presente estudo. Assim, a amostragem foi adequada e precisa para a estimativa das variáveis quantitativas (Felfili & Rezende 2003), visto que o erro padrão porcentual de até 10% é interpretado como indicador de suficiência (Felfili & Silva Júnior 2001).

A altura média e máxima foram, respectivamente, 6,9 e 22 m e o diâmetro máximo foi de 164 cm. Nas comunidades de vários tipos florestais as variações nos diâmetros dos troncos normalmente estão positivamente correlacionadas com a precipitação e a disponibilidade de água no solo (Pelissier & Pascal 2000; Baker *et al.* 2002), enquanto que para as populações, as taxas de crescimento dos troncos correlaciona-se com a variabilidade ambiental local (Nath *et al.* 2006).

A comparação das variações nas alturas entre florestas montanas no Nordeste aponta que valores máximos de até 30m ocorreram mais próximos à costa, e geralmente em solos mais profundos (Ferraz & Rodal 2006; Tavares *et al.* 2000; Nascimento 2001). Alturas máximas de até 16 m foram, até então, anotadas para florestas mais interioranas, nos domínios da caatinga, onde os solos geralmente são mais rasos (Correia 1996; Moura 1997; Ferraz *et al.* 2003). Neste estudo verificaram-se alturas superiores a 16m em 20 indivíduos (1%). Alturas máximas menores estão relacionadas aos solos mais rasos (Correia 1996) ou aos ventos freqüentes, que atuam como agente de poda e evitam a sobressalência de alguns indivíduos e, assim, simplificam a estratificação vertical na floresta (Orians *et al.* 1996). Ferraz & Rodal (2006) mostraram as relações entre a menor profundidade dos solos e a redução das alturas máximas nas florestas montanas interioranas. Para Moura (1997) a capacidade de armazenamento de água do solo pode ter papel crucial na determinação da estrutura vertical da floresta, especialmente em áreas sujeitas e menor precipitação total, como nas Florestas Montanas Semidecíduas.

A estrutura vertical da floresta no Pico do Jabre certamente sofre a influência da maior taxa de precipitação em relação à Caatinga que a circunda, influenciando na maior altura, embora esta relação se estabeleça em escala regional (Rodal & Nascimento 2006). Em

escala local, fatores edáficos relacionados ao suprimento de água e topografia (Sampaio *et al.* 1981) como a profundidade do solo (Correia 1996; Moura 1997) atuam mais diretamente. Além de maior precipitação, os solos da área (Capítulo 5) são argilosos, fator que permite maior capacidade de armazenamento de água no solo e sua disponibilidade para o crescimento das plantas.

No Pico do Jabre, a altura e diâmetro máximos foram registrados para *Erythroxylum mucronatum* (22m e 164 cm, respectivamente). Diâmetros superiores a 100 cm foram também registrados para *Erythroxylum mucronatum*, *Calisthene microphyla*, *Maytenus disticophylla*, *Eugenia ligustrina* e *Myrcia sylvatica*, embora, fora das parcelas, indivíduos de *Ceiba galziovii* tenham apresentado DAPs muito maiores.

A área basal total estimada ($22,45 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) foi inferior àquelas registradas em Florestas Estacionais Semidecíduais Montana e de Terras Baixas em Pernambuco (Andrade & Rodal 2004, Rodal & Nascimento 2006, Nascimento & Rodal 2008), como também em Florestas Ombrófilas Montanas (Ferraz & Rodal 2006, Tavares *et al.* 2000). Na Paraíba, a Floresta Ombrófila Montana da Mata do Pau Ferro apresentou área basal total de apenas $20 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, em decorrência das intervenções antrópicas (Andrade *et al.* 2006).

Murphy & Lugo (1986) sugeriram que as florestas estacionais secas têm estatura e área basal menores que as florestas tropicais úmidas. Sagar & Singh (2006) estabeleceram relações positivas entre área basal e diversidade de espécies, uma vez que em matas secas alteradas e pobres em espécies, distúrbios recorrentes não permitem a concentração de biomassa em poucos e fortes indivíduos competidores.

A menor área basal registrada no Pico do Jabre provavelmente resultou de fatores como as perturbações ocorridas no passado recente ou influências da continentalidade, que se sobrepõe a altitude e reduz a precipitação total.

2.3.4 - Distribuição dos diâmetros e das alturas

2.3.4.1 - Distribuição das alturas

A separação de estratos em florestas tropicais é controversa e nem sempre perceptível (Durigan *et al.* 2000). A ocupação do espaço entre o piso e o topo da mata não é uniforme, onde é comum ocorrer descontinuidades. Assim, a determinação de limites entre estratos

pode ser vaga ou arbitrária (Richards 1998). Mesmo com a difícil e pouco precisa tarefa de medição das alturas em árvores, a divisão em estratos é importante para a análise da estrutura nas florestas (Bruce & Schumacher 1950; Hallé *et al.* 1978). Cada floresta tem número peculiar de estratos e variações se dão em função de diferenças na composição de espécies, relações competitivas, restrições ambientais e perturbações naturais ou antrópicas (Latham *et al.* 1998).

A figura 2.6 mostra que no Pico do Jabre a altura média oscilou entre 4,25 m na parcela 26 a 9,76 m na parcela 30. As parcelas 8, 14, 21, 25, 27 e 30 incluíram as maiores alturas máximas. O indivíduo mais alto (22 m) foi registrado na parcela 30.

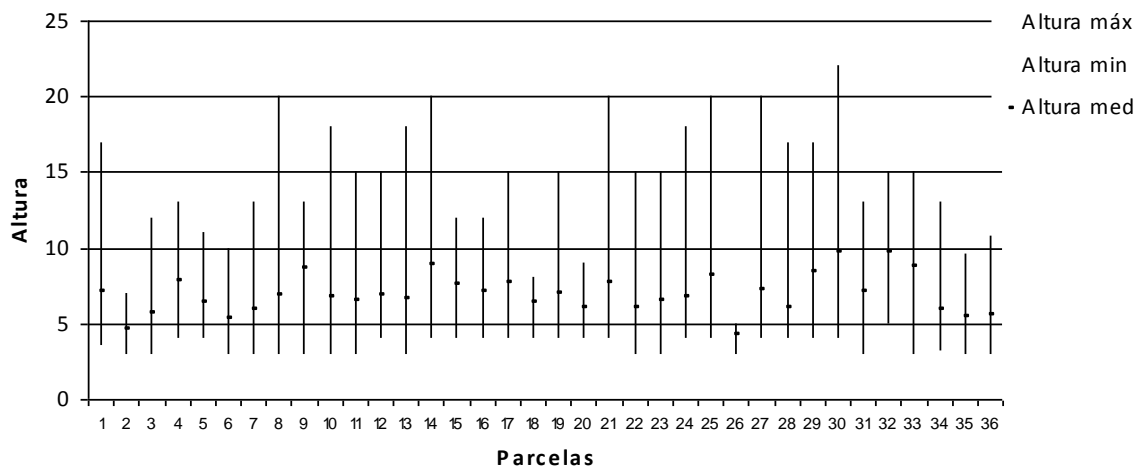


Figura 2.6: Altura máximas, mínimas e médias registradas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

A distribuição vertical dos indivíduos incluiu sete classes (Figura 2.7) e mostrou que 96,34 % dos seus indivíduos (1975) estão agrupados nas três primeiras classes de altura (até 12 m). O número de classes varia entre formações vegetais distintas ainda que os padrões de distribuição de indivíduos entre estas não diferira muito (Gomide *et al.* 2009). Entre 3 e 6 m de altura ocorreram 1002 indivíduos (48,9%) mais finos, visto que contribuiriam com apenas 17,4 % da área basal total (Figura 2.7). Entre >6 e 9 m estavam 36,1% (740) dos indivíduos e 39,2 % ($28,51 \text{ m}^2 \cdot 1,8\text{ha}^{-1}$) da área basal total, provavelmente as árvores que compõem o dossel. Acima do dossel, com >9 – 12 m ocorreram 233 (11,4 %) árvores com 27,5% ($20,02 \text{ m}^2 \cdot 1,8\text{ha}^{-1}$) da área basal total. As 75 (3,6%) árvores maiores que 12 m contribuiriam com 15,8% da área basal total. No rol das emergentes, com mais de 16m, figuraram: *Allophylus laevigatus*, *Cordia tricothoma*, *Pisonia tomentosa*, *Eryroxylum mucronatum*, *Myracrodruon urundeuva*, *Myroxylon peruiferum*, *Zanthoxylum rhoifolium*,

Calisthene microphylla, *Campomanesia eugenioides*, *Ceiba glaziovii* e *Ficus gardneriana*. Com 22m, *E. mucronatum* apresentou o maior indivíduo amostrado.

Em Pernambuco, Tavares *et al.* (2000) encontrou em Floresta Ombrófila Montana a maior concentração de indivíduos entre 6 e 7 m. Em Floresta Estacional Semidecidual Montana no mesmo estado, a maioria dos indivíduos foram menores que 10 m, e apenas 103 (7%) árvores maiores que 20m responderam por 50% da área basal total (Andrade e Rodal 2004).

Em Florestas Semidecíduas na região Nordeste nem sempre é possível observar estratificação vertical (Moura 1997). No Pico do Jabre, os resultados mostraram que a maioria das árvores são de pequeno porte, < 9 m. O espaço vertical foi ocupado pelo estrato inferior (3 - 6 m), o estrato médio (6 a 9 m), o estrato superior com árvores maiores que 12m e poucas emergentes acima de 18 m.

Nenhuma classe de altura conteve todas as espécies presentes na área. As espécies mais abundantes no estrato inferior (< 6 m) foram *Byrsonima nitidifolia*, *Campomanesia viatoris*, *Capparis flexuosa*, *Erythroxylum pauferrense*, *Eugenia ligustrina*, *Myrcia tomentosa* e *Prockia crucis*. As espécies *Jatropha molissima*, *Lantana camara*, *Physalis cf. pubescens* tiveram todos os seus indivíduos representados neste estrato. No dossel (acima de 12 m) com 22 espécies presentes, merecem destaque pela abundância *Erythroxylum mucronatum*, *Ceiba glaziovii*, *Ficus gardneriana*, *Myracrodruon urundeuva* e *Myroxylon peruiferum*. *Byrsonima nitidifolia*, *Randia nítida*, *Capparis flexuosa*, *Eugenia ligustrina* e *Prockia crucis* aparecem predominantemente nos estratos inferior e médio, não sendo espécies características do dossel, dando maior densidade ao sub-dossel. *Calisthene microphylla* e *Erythroxylum mucronatum* estão em maior abundância nos estratos médio e superior.. Nenhuma destas espécies estão presentes nos estratos da Floresta Estacional Semidecidual Montana estudada por Nascimento & Rodal (2008), o que demonstra as diferenças florísticas e estruturais entre estas formações florestais no Nordeste

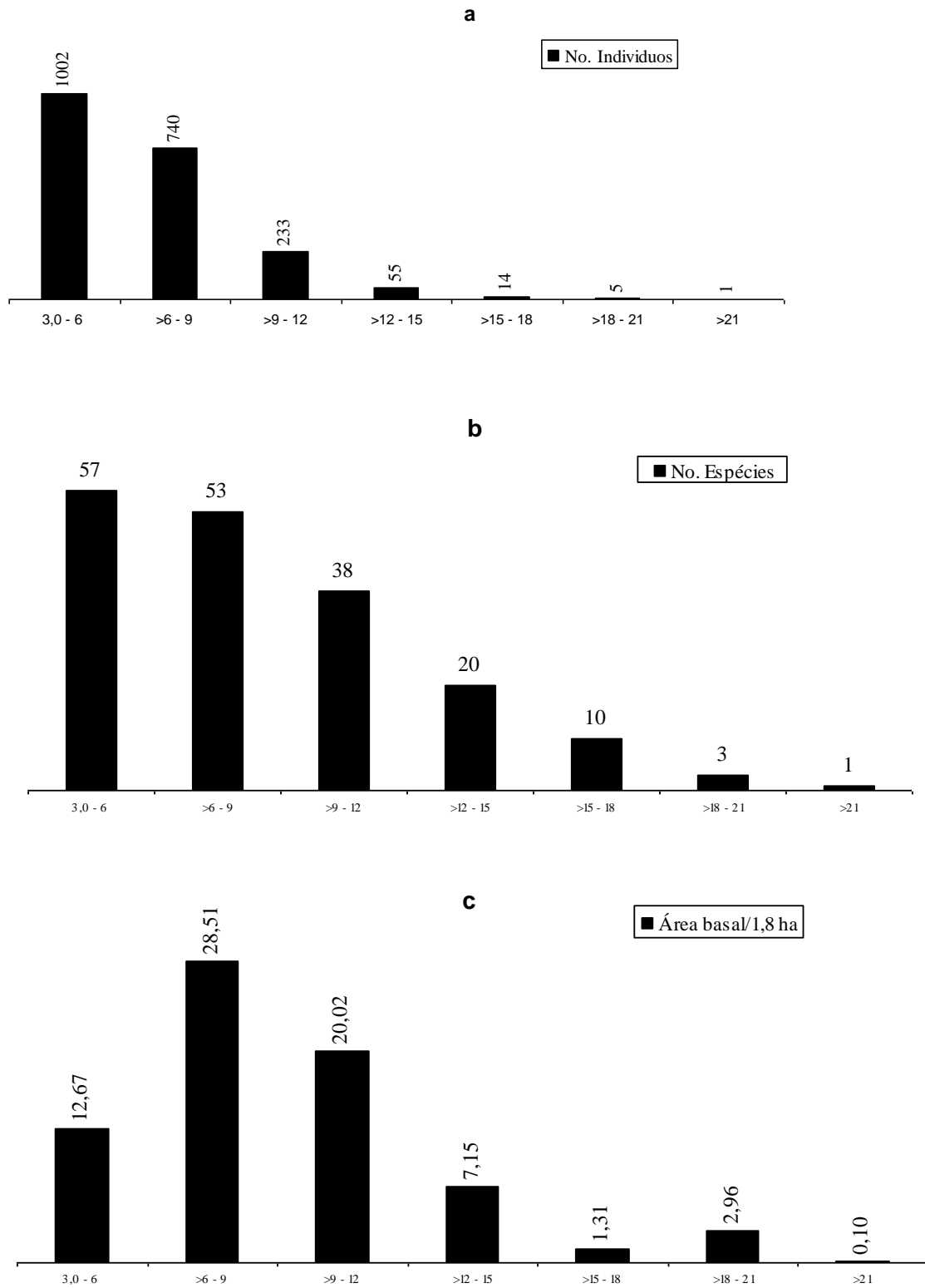


Figura 2.7: Distribuição dos indivíduos (a), das espécies (b) e da área basal total (c) em classes de altura na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

2.34.2 - Distribuição dos diâmetros

A distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro em florestas naturais pode indicar eventos ocorridos no passado recente como fogo, pragas, doenças e cortes seletivos (Gomide *et al.* 2009; Gomes *et al.* 2004; Villela *et al.* 2006; Carvalho *et al.* 2006). A estrutura diamétrica possibilita previsões sobre o desenvolvimento e condução da comunidade e suas populações (Gül *et al.* 2005; Pulz *et al.* 1999).

A distribuição exponencial negativa dos diâmetros na Figura 2.8 (J reverso) é típica de florestas inequidâneas maduras (Rollet 1978; Assmann 1970). O maior número de indivíduos nas menores classes de menores diâmetros indica o potencial da continuidade na colonização do espaço. O balanço positivo entre recrutamento e mortalidade caracteriza a floresta como auto-regenerante (Silva Júnior 1989; Machado *et al.* 2004; Gomide *et al.* 2009) em direção a estádios mais maduros, quando, em teoria, a razão entre recrutamento e mortalidade seria constante ao longo das classes de diâmetro (Harper 1977; Lopes *et al.* 2002).

A Floresta no Pico do Jabre apresentou 1040 (50,7%) indivíduos com DAP < 10 cm, característica típica de Matas Secas (Murphy & Lugo 1986). O maior DAP registrado foi de 164 cm em um indivíduo de *Erythroxylum mucronatum*. Além desta, somente 9 espécies apresentaram diâmetros superiores a 80 cm: *Calisthene microphylla*, *Ficus gardneriana*, *Maytenus disticophylla*, *Eugenia ligustrina*, *Myrcia sylvatica*, *Byrsonima nitidifolia*, *Poecilanthe falcata*, *Pisonia tomentosa* e *Ceiba glaziovii*.

Os resultados na mata do Pico do Jabre indicaram o maior número de indivíduos com troncos finos ($4,8 < \text{DAP} < 10$ cm), distribuição de tamanhos característica em matas secas (Murphy & Lugo 1986). Na ausência do efeito da altitude, Lopes *et al.* (2008 a) registrou padrão distinto, com a maioria dos indivíduos com diâmetro entre 20 a 40 cm, em Floresta Semidecídua de Terras Baixas em Pernambuco.

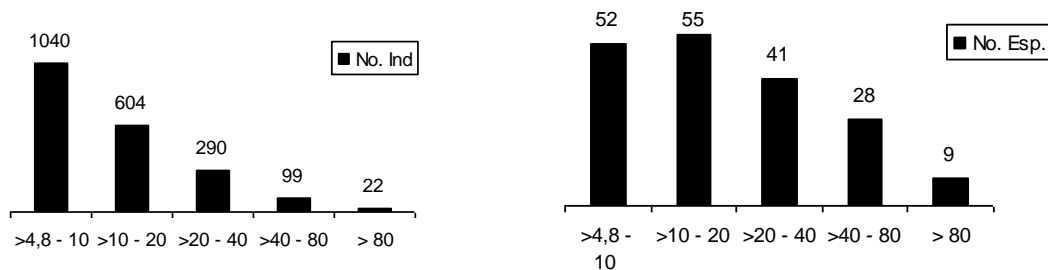


Figura 2.8: Distribuição dos indivíduos e espécies em classes de diâmetro na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

O padrão “J” reverso pode ser interpretado de algumas formas. Pode indicar fase sucessional inicial na mata com grande parte das populações em fase inicial de estabelecimento (Silva Júnior & Silva 1988), ainda que a maior densidade de indivíduos menores não assegura ausência de problemas na regeneração (Martins 1991). Por outro lado, o mesmo resultado pode indicar a ocorrência de severas perturbações no passado, e grande mortalidade nas classes superiores (Martins 1996, Machado *et al.* 2004; Nunes *et al.* 2003). Para conclusões mais consistentes Costa Júnior *et al.* (2008) recomenda estudos complementares na regeneração natural e avaliação do histórico de usos e níveis de exploração na comunidade.

Mais de 80% das espécies amostradas (Figura 2.8) não atingiram portes maiores na comunidade.

As razões “q” (Quociente de Liocurt) entre classes sucessivas foram: 0,58; 0,48; 0,34 e 0,23, com média de 0,41 (Tabela 2.2). Estes mostraram a estrutura irregular equilibrada que tende ao balanceamento, tal qual registrado para a maioria das florestas inequidâneas (Harper 1977).

Os “q” nas classes sucessivas indicaram recrutamento acima da média nas classes de até 10 cm de DAP e abaixo da média nas classes sucessivas. Quocientes muito menores que o médio indicam baixa taxa de recrutamento (Carvalho & Nascimento 2009). Estes resultados não apontam problemas com a regeneração na comunidade em estudo. Parrota (1993) comentou que é esperada a maior densidade de árvores nas menores classes de diâmetro em florestas secundárias. Fato que se deve ao grande potencial inicial na área

pós-distúrbio em recrutar indivíduos jovens que neutralizam os efeitos de perturbações, garantindo a continuidade na sucessão.

Tabela 2.2: Número de indivíduos e quociente “q” de Liocourt por classe de diâmetro na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

Classe DAP	Nº de Indivíduos	"q"
>4,8 - 10	1038	0,58
>10 - 20	603	0,48
>20 - 40	289	0,34
>40 - 80	97	0,23
> 80	22	
		Média = 0,41

A distribuição dos diâmetros para as espécies 10 mais importantes na comunidade mostraram o padrão “J” reverso para *Byrsonima nitidifolia*, *Maytenus disticophylla*, *Allophylus laevigatus*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Randia nitida*, *Prockia crucis* e *Capparis flexuosa* que momentaneamente não apresentam problemas na auto-regeneração. Por outro lado, *Eugenia ligustrina*, *Calisthene microphylla* e *Erythroxylum mucronatum* apresentaram menor representação nas menores classes de diâmetro, o que sugere limitações no recrutamento (Figura 2.9; Tabela 2.3).

No primeiro grupo a presença das espécies pioneiras ou intolerantes *Zanthoxylum rhoifolium*, *Byrsonima nitidifolia*, *Prockia crucis* e *Capparis flexuosa* indica estágio inicial de sucessão ou que regimes de distúrbios intensos e contínuos ocorreram na área (Machado *et al.* 2004).

Byrsonima nitidifolia com 537 indivíduos apresentou redução de indivíduos quase constante nas primeiras classes e grande redução nas demais classes de diâmetro. O resultado indica sucesso na regeneração, ou limitado potencial de crescimento na área, ou ainda tamanho limitado por suas características genéticas.

Eugenia ligustrina e *Erythroxylum mucronatum* com indivíduos distribuídos em todas as classes de tamanho ocorreram com poucos indivíduos nas 1ª e 2ª classes. Esta distribuição pode indicar problemas na regeneração e conseqüentemente na continuidade destas populações na comunidade. É possível que haja problemas nos processos de polinização, frutificação, dispersão, predação de frutos e sementes, germinação ou crescimento inicial.

E. mucronatum tem sido alvo de extração seletiva evidenciadas por tocos remanescentes de cortes.

Calisthene mycrophylla com 56 indivíduos distribuídos em todas as classes mostrou distribuição mais desbalanceada com quocientes “q” sucessivos de 1,18; 1,0; 1,08 e 0,36, e média 0,90. A análise da figura sugere problemas de recrutamento. É possível que, em longo prazo, esta espécie não permaneça na comunidade, em função do baixo número de indivíduos nas menores classes de diâmetro, responsáveis pela reposição dos indivíduos senis.

Maytenus disticophylla, com 86 indivíduos, apresentou redução maior de indivíduos com DAP > 20 cm. Aparentemente não há problemas na regeneração nesta espécie, mas pode ter havido cortes seletivos de seus indivíduos maiores.

Allophylus laevigatus, com 108 indivíduos, tem distribuição mais próxima do balanço, apesar de não ter representante na última classe. Apesar de não haver balanço restrito, a população apresenta quantidade de indivíduos de pequeno porte com grande potencial para recuperação de prováveis distúrbios.

Zanthoxylum rhoifolium e *Randia nitida* têm números de indivíduos próximos, 97 e 95 respectivamente, e distribuição irregular. Os valores de “q” nas duas populações estão próximos ou abaixo da média, o que evidencia a ausência de problemas na regeneração e sucessão.

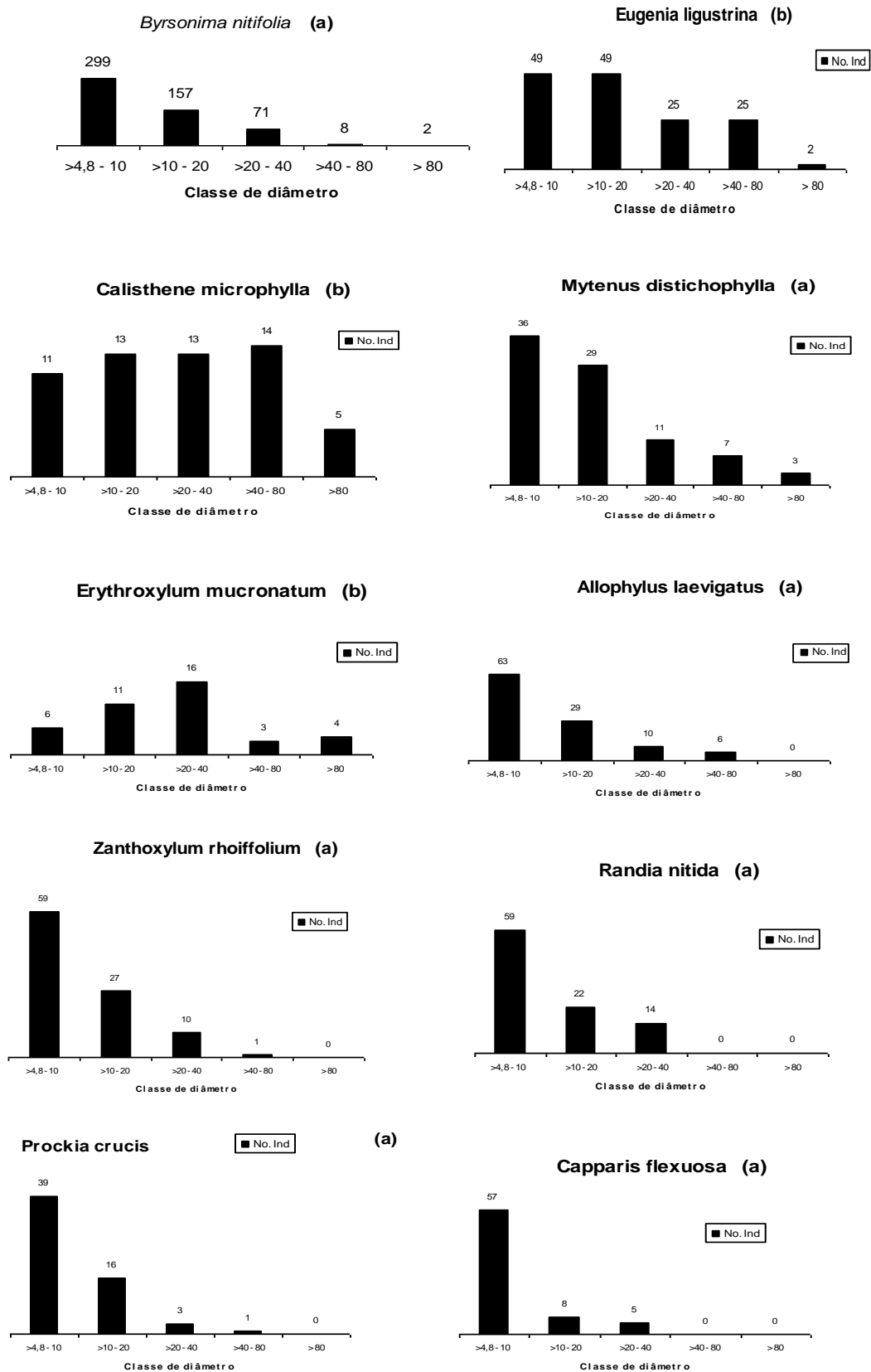


Figura 2.9: Distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro para as 10 espécies com maior IVI na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. (a) Espécies com distribuição dos diâmetros em forma de “J” reverso e (b) espécies com distribuição não balanceada

A distribuição da população de *Prockia crucis* tem distribuição irregular, tendendo ao balanço, sem representantes na última classe. *Capparis flexuosa* tem comportamento semelhante, não sendo representada nas duas últimas classes. Neste caso todos os valores de “q” foram abaixo da média, apontando não haver problemas de regeneração nesta população. *Randia nitida* e *Zanthoxylum rhoifolium*, *Prockia crucis* e *Capparis flexuosa* são espécies que mostraram grande número de indivíduos nas primeiras classes e falha nas posteriores, podendo apresentar ciclo de vida curto, e assim não atingem as classes diamétricas superiores, ou então a mata pode ter tempo muito curto de regeneração (Pinto *et al.* 2007).

Tabela 2.3: Quocientes “q” de Liocourt para as distribuições dos indivíduos em classes de diâmetros para as 10 espécies mais importantes (IVI), na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

Populações	q1	q2	q3	q4	Média
<i>Byrsonima nitidifolia</i>	0,53	0,45	0,11	0,25	0,33
<i>Eugenia ligustrina</i>	1	0,51	1	0,08	0,65
<i>Calisthene microphylla</i>	1,18	1	1,08	0,36	0,90
<i>Maytenus disticophylla</i>	0,81	0,38	0,64	0,43	0,56
<i>Erythroxylum mucronatum</i>	1,83	1,45	0,19	1,33	1,20
<i>Allophylus laevigatus</i>	0,46	0,34	0,6	0	0,47
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,46	0,37	0,1	0	0,31
<i>Randia nitida</i>	0,37	0,64	0	0	0,50
<i>Capparis flexuosa</i>	0,14	0,63	0,63	0	0,47
<i>Prockia crucis</i>	0,41	0,19	0,33	0	0,31

A ausência de árvores de grande diâmetro pode estar relacionada a corte seletivo na área promovido pelo funcionamento de uma serraria na base da Serra por muitos anos, tendo parado suas atividades a cerca de 40 anos.

2.3.5 - Parâmetros fitossociológicos – Famílias

Os parâmetros fitossociológicos para as famílias amostradas nas parcelas estão listados na Tabela 2.4. As dez famílias mais importantes contribuíram com 73,2 % do total do IVI, 77,4 % do total de indivíduos e 80,87% da área basal total. Duas famílias: Malpighiaceae (598) e Myrtaceae (315) responderam por quase metade (44,5%) dos 2050 indivíduos amostrados e por 37,3% da área basal total. Seguem-se Vochysiaceae e Erythroxylaceae posicionadas principalmente pela contribuição da área basal relativa de 5,0 e 4,1%

respectivamente. Sapindaceae (108), Rutaceae (133), Rubiaceae (95) e Celastraceae (86) destacaram-se pelo número de indivíduos e frequência de ocorrência.

Tabela 2.4: Parâmetros fitossociológicos para as famílias amostradas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. (N=número de indivíduos; DRel=densidade relativa (%); DoA=dominância absoluta (m²/ha); DoRel=dominância relativa; FA=Freqüência absoluta; FRel=freqüência relativa e IVI=Índice de Valor de Importância).

Famílias	N	DRel (%)	DoA m²/ha	DoRel (%)	FA (%)	FRel (%)	IVI
Malpighiaceae	598	29,17	6,14	15,21	138,89	10,12	54,51
Myrtaceae	315	15,37	8,94	22,12	188,89	13,76	51,25
Erythroxylaceae	72	3,51	4,13	10,21	75,00	5,47	19,19
Vochysiaceae	56	2,73	5,02	12,42	33,33	2,43	17,58
Celastraceae	86	4,20	2,93	7,26	55,56	4,05	15,50
Rutaceae	133	6,50	1,01	2,48	86,11	6,27	15,24
Sapindaceae	108	5,30	1,32	3,28	69,44	5,06	13,61
Fabaceae, Fabo.	78	3,80	1,46	3,61	80,56	5,87	13,28
Salicaceae	74	3,61	0,93	2,31	77,78	5,67	11,59
Rubiaceae	95	4,63	0,8	1,97	55,56	4,05	10,66
Fabaceae, Caes.	46	2,24	0,75	1,85	63,89	4,66	8,75
Euphorbiaceae	61	2,98	0,36	0,89	61,11	4,45	8,32
Capparaceae	70	3,41	0,28	0,71	52,78	3,85	7,97
Nyctaginaceae	42	2,05	1,38	3,43	33,33	2,43	7,91
Moraceae	27	1,32	1,61	3,98	33,33	2,43	7,73
Solanaceae	40	1,95	0,23	0,56	52,78	3,85	6,36
Boraginaceae	45	2,19	0,36	0,89	44,44	3,24	6,32
Malvaceae	9	0,44	1,21	2,99	22,22	1,62	5,05
Fabaceae, Mimo.	23	1,12	0,11	0,26	47,22	3,44	4,83
Meliaceae	10	0,49	0,51	1,26	16,67	1,21	2,96
Anacardiaceae	16	0,78	0,29	0,71	11,11	0,81	2,3
Verbenaceae	11	0,54	0,02	0,06	22,22	1,62	2,21
Arecaceae	13	0,63	0,16	0,41	11,11	0,81	1,85
Proteaceae	5	0,24	0,03	0,08	8,33	0,61	0,94
Bignoniaceae	3	0,15	0,05	0,11	8,33	0,61	0,87
Burseraceae	1	0,05	0,19	0,48	2,78	0,20	0,73
Cannabaceae	5	0,24	0,02	0,04	5,56	0,40	0,69
Rhamnaceae	2	0,1	0,01	0,02	5,56	0,40	0,52
Indeterminada	2	0,1	0,09	0,22	2,78	0,20	0,52
Cactaceae	3	0,15	0,05	0,11	2,78	0,20	0,46
Apocynaceae	1	0,05	0,01	0,04	2,78	0,20	0,29
	2050	100,00	40,41	100,00	1372,22	100,000	300,000

Malpighiaceae, representada por *Byrsonima nitidifolia* e *Byrsonima* sp. obteve a primeira posição em IVI por ter sido frequente, abundante e com grande fitomassa na área. A dominância no nível de família aqui anotada é fato aparentemente comum em florestas tropicais (Richards 1998).

A literatura regional aponta variações marcantes entre as fitofisionomia com respeito às famílias de maior IVI (Lopes *et al.* 2008; Nascimento & Rodal 2008; Andrade *et al.* 2006; Rodal & Nascimento 2006; Andrade & Rodal 2004; Tavares *et al.* 2000). O gradiente altitudinal e as modificações a ele associadas, exerceu influência marcante na importância estrutural das famílias em Floresta Montana interiorana no Nordeste (Ferraz *et al.* 2003), onde áreas mais altas (900-1100m) foram dominadas estruturalmente por Myrtaceae, Lauraceae e Simaroubaceae. No Pico do Jabre a penas Myrtaceae teve importância estrutural, sem registro de Lauraceae. Fabaceae, a família mais rica em espécie, não teve importância estrutural. Fabaceae ocorre com grande importância estrutural nas Florestas de Terras Baixas no estado de Pernambuco (Siqueira *et al.* 2001; Andrade & Rodal 2004) e com pequena importância nas Florestas Montanas, especialmente as mais secas (Ferraz *et al.* 2003; Rodal & Nascimento 2006; Nascimento & Rodal 2008; este trabalho).

Este estudo registrou pela primeira vez a elevada dominância das famílias Malpighiaceae e Erythroxylaceae em Floresta Estacional Semidecidual Montana no Nordeste, e evidencia a peculiaridade da floresta no Pico do Jabre.

2.3.6 - Parâmetros fitossociológicos – Espécies

A Tabela 2.5 apresenta as espécies e seus parâmetros fitossociológicos. O reduzido número de espécies com grande quantidade de indivíduos resultou na dominância ecológica, comum em florestas tropicais (Neri *et al.* 2007; Lopes *et al.* 2002). No Nordeste, a dominância ecológica foi mais acentuada em Floresta Semidecídua de Terras Baixas (56%) do que em Floresta Ombrófila Submontana (40%) (Lopes *et al.* 2008 a). Em gradiente altitudinal de Floresta Montana Semidecídua, Ferraz *et al.* (2003) mostrou maior dominância nas áreas mais baixas e mais secas. Davidar *et al.* (2005) detectou aumento da dominância ecológica com o aumento da sazonalidade em gradiente de sazonalidade na Índia.

Tabela 2.5: Parâmetros fitossociológicos para as espécies na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. (N=número de indivíduos; DRel=densidade relativa; DoA=dominância absoluta m²/ha; DoRel=dominância relativa; FA=frequência absoluta; FRel=frequência relativa e IVI=Índice de Valor de Importância).

Espécies	N	DRel %	DoA m ² /ha	DoRel %	FA %	FRel %	IVI
<i>Byrsonima nitidifolia</i>	537	26,2	5,86	14,50	80,56	5,87	46,57
<i>Eugenia ligustrina</i>	150	7,32	6,08	15,05	66,67	4,86	27,22
<i>Calisthene microphylla</i>	56	2,73	5,02	12,42	33,33	2,43	17,58
<i>Maytenus distichophylla</i>	86	4,20	2,93	7,26	55,56	4,05	15,50
<i>Erythroxyllum mucronatum</i>	40	1,95	3,69	9,13	38,89	2,83	13,92
<i>Allophylus laevigatus</i>	108	5,27	1,32	3,28	69,44	5,06	13,61
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	97	4,73	0,76	1,89	66,67	4,86	11,48
<i>Randia nitida</i>	95	4,63	0,80	1,97	55,56	4,05	10,66
<i>Prockia crucis</i>	59	2,88	0,48	1,18	55,56	4,05	8,11
<i>Capparis flexuosa</i>	70	3,41	0,29	0,71	52,78	3,85	7,97
<i>Byrsonima sp.</i>	61	2,98	0,29	0,71	58,33	4,25	7,94
<i>Pisonia tomentosa</i>	42	2,05	1,39	3,43	33,33	2,43	7,91
<i>Ficus gardneriana</i>	27	1,32	1,61	3,98	33,33	2,43	7,73
<i>Myrcia sylvatica</i>	31	1,51	1,13	2,79	33,33	2,43	6,73
<i>Myroxylon peruiferum</i>	35	1,71	0,71	1,76	33,33	2,43	5,89
<i>Cordia trichotoma</i>	42	2,05	0,35	0,87	38,89	2,83	5,75
<i>Myrciaria floribunda</i>	34	1,66	0,38	0,95	36,11	2,63	5,24
<i>Ceiba glaziovii</i>	9	0,44	1,21	2,99	22,22	1,62	5,05
<i>Myrcia tomentosa</i>	61	2,98	0,56	1,38	8,33	0,61	4,96
<i>Sapium sp.</i>	32	1,56	0,21	0,52	30,56	2,23	4,31
<i>Solanum americanum</i>	24	1,17	0,11	0,28	33,33	2,43	3,88
Batinga branca	36	1,76	0,24	0,59	19,44	1,42	3,76
<i>Senna macranthera</i>	17	0,83	0,51	1,26	13,89	1,01	3,10
<i>Peltophorum dubium</i>	18	0,88	0,15	0,37	25,00	1,82	3,07
<i>Cedrela odorata</i>	10	0,49	0,51	1,26	16,67	1,21	2,97
<i>Andira sp.</i>	21	1,02	0,13	0,32	19,44	1,42	2,76
<i>Manihot glaziovii</i>	23	1,12	0,13	0,33	16,67	1,21	2,67
<i>Erythroxyllum pauferrense</i>	14	0,68	0,26	0,64	16,67	1,21	2,54
<i>Campomanesia eugenioides</i>	13	0,63	0,35	0,85	13,89	1,01	2,50
<i>Poecilanthus falcata</i>	10	0,49	0,57	1,41	5,56	0,40	2,31
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	16	0,78	0,29	0,71	11,11	0,81	2,30
<i>Lantana camara</i>	11	0,54	0,02	0,06	22,22	1,62	2,22
<i>Erythroxyllum nummularia</i>	16	0,78	0,15	0,37	13,89	1,01	2,16
<i>Campomanesia cf. viatoris</i>	12	0,59	0,22	0,54	13,89	1,01	2,14
<i>Casearia aculeata</i>	9	0,44	0,27	0,66	13,89	1,01	2,11
<i>Albizia polycephala</i>	9	0,44	0,03	0,08	19,44	1,42	1,94
<i>Syagrus oleracea</i>	13	0,63	0,16	0,41	11,11	0,81	1,85
<i>Caliptranthes sp.</i>	10	0,49	0,20	0,49	11,11	0,81	1,79
<i>Bowdichia virgilioides</i>	10	0,49	0,03	0,08	16,67	1,21	1,78
<i>Acnistus arborescens</i>	12	0,59	0,11	0,27	11,11	0,81	1,66
<i>Senna micranthera</i>	7	0,34	0,04	0,10	16,67	1,21	1,66
<i>Casearia sp.</i>	6	0,29	0,19	0,47	8,33	0,61	1,37
<i>Jatropha molissima</i>	5	0,24	0,01	0,03	11,11	0,81	1,09
<i>Roupala cf. montana</i>	5	0,24	0,03	0,08	8,33	0,61	0,94
<i>Cassia ferruginea</i>	4	0,20	0,05	0,12	8,33	0,61	0,93
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	3	0,15	0,05	0,11	8,33	0,61	0,87

Continua tabela 2.5

Espécies	Nº. Ind	DRel %	DoA m ² /ha	DoRel %	FA %	FRel %	IVI
<i>Piptadenia stipulacea</i>	4	0,20	0,02	0,05	8,33	0,61	0,85
<i>Physalis cf. pubescens</i>	4	0,20	0,01	0,01	8,33	0,61	0,82
<i>Piptadenia viridiflora</i>	3	0,15	0,01	0,03	8,33	0,61	0,79
<i>Chloroleucon dumosum</i>	5	0,24	0,04	0,09	5,56	0,40	0,74
<i>Commiphora leptophloeos</i>	1	0,05	0,19	0,48	2,78	0,20	0,73
<i>Trema micranta</i>	5	0,24	0,02	0,04	5,56	0,40	0,69
<i>Cordia globosa</i>	3	0,15	0,01	0,02	5,56	0,40	0,58
<i>Erythroxylum sp.</i>	2	0,10	0,03	0,07	5,56	0,40	0,57
<i>Rhamnidium molle</i>	2	0,10	0,01	0,02	5,56	0,40	0,52
Desc. 5	2	0,10	0,09	0,22	2,78	0,20	0,52
<i>Acacia glomerata</i>	2	0,10	0,00	0,01	5,56	0,40	0,51
<i>Cereus jamacaru</i>	3	0,15	0,05	0,11	2,78	0,20	0,46
<i>Eugenia aff. brejoensis</i>	3	0,15	0,02	0,04	2,78	0,20	0,39
<i>Aspidosperma pyriformium</i>	1	0,05	0,01	0,04	2,78	0,20	0,29
Desconhecida 16 (Myrtaceae)	1	0,05	0,01	0,03	2,78	0,20	0,28
<i>Erythrina velutina</i>	1	0,05	0,01	0,03	2,78	0,20	0,28
<i>Amburana cearensis</i>	1	0,05	0,00	0,01	2,78	0,20	0,26
<i>Croton urticifolius</i>	1	0,05	0,00	0,00	2,78	0,20	0,25
Totais	2050	100,00	40,41	100,00	1372,22	100,00	300,00

A dominância ecológica de *Byrsonima nitidifolia* com 537 (26,2%) indivíduos anotado no Pico do Jabre não teve registro semelhante em qualquer outra Floresta Montana no Nordeste e no Sudeste. A literatura especializada não apontou registro desta espécie no Sudeste. Rodal & Nascimento (2008) em Floresta Estacional Semidecidual Montana de Pernambuco registraram esta espécie, embora, com apenas 16 indivíduos. Em outras áreas no Nordeste, tal como em Ferraz & Rodal (2006), foram registradas várias *Byrsonima* sp., o que indica a dificuldade na identificação de espécies no gênero.

Eugenia ligustrina, com 150 indivíduos, também não foi encontrada com densidade tão elevadas em outros levantamentos. Esta espécie, com ampla distribuição, ocorre desde a América Central até o sudeste do Brasil em Minas Gerais e Rio de Janeiro (Arantes & Monteiro 2002) em Florestas Ombrófilas Densas Montanas (Souza *et al.* 2009), Floresta Estacional Semidecidual Montana (Guaratini *et al.* 2008), Floresta Ombrófila Montana Mista (Cervi *et al.* 2007) e em Floresta Estacional Decidual (Ivanauskas & Rodrigues 2000). Entretanto, foi pouco amostrada no Nordeste (Rodal & Sales 2007), onde Ferraz *et al.* (2004) a classificaram como preferencial de Florestas Ombrófilas Montanas.

Calisthene microphylla teve aqui o seu primeiro registro em floresta estacional semidecidual e com importância estrutural no Nordeste.

Maytenus disticophylla, espécie perene (Lopes *et al.* 2008b), foi coletada em levantamentos de áreas de Floresta Estacional de Terras Baixas (Andrade & Rodal 2004; Lopes *et al.* 2008a) e em Floresta Ombrófila Densa (Rocha *et al.* 2008) e neste trabalho apresentou o quarto valor de importância na comunidade.

Erythroxylum mucronatum é espécie intolerante de larga distribuição na América do Sul. No Brasil seu habitat varia desde florestal até o cerrado *sensu lato* (Rizzini 1979; Eiten 1982). No Nordeste ocorreu preferencialmente em Floresta Ombrófila Montana (Ferraz *et al.* 2004). O gênero foi considerado indicador de florestas que ocorrem nas encostas da Borborema (Rodal *et al.* 2008 a).

Allophylus laevigatus e *Randia nitida* são espécies comumente encontradas em Floresta Atlântica tanto litorâneas (Pereira & Alves 2006; Marangon *et al.* 2003) como de altitude (Andrade *et al.* 2006; Correia 1996; Moura 1997) no Nordeste.

Zanthoxylum rhoifolium é encontrada em regiões temperadas e tropicais do mundo e em todas as regiões no Brasil (Silva *et al.* 2007). Vegeta em ambientes diversos, desde terrenos de várzea até montanhosos. É tipicamente heliófila, rara no interior de matas primárias, onde só ocorre em clareiras. Mas, é frequente em formações secundárias, notadamente capoeirões, matas semi-devastadas e à beira de estradas (Pirani 1989, 2006) ou em áreas pedregosas (Nutto & Watzlawick 2002). É possível que intervenções antrópicas passadas contribuam para a expansão e desenvolvimento desta espécie em algumas áreas (Rondon Neto *et al.* 2002). Apresenta ampla distribuição em Pernambuco, desde a região metropolitana do Recife até o sertão, sendo encontrada no interior e borda de matas, terrenos incultos, campos abertos, matas nebulares e Floresta Montana, preferencialmente em solos arenosos a areno-argilosos, com grande presença em locais com afloramentos rochosos (Melo & Zickel 2004).

No nordeste, *Prockia crucis* ocorre desde a mata úmida litorânea até a Caatinga com aridez menos acentuada (Rodal *et al.* 2008). Este gênero foi considerado indicador de Florestas Montanas das encostas da Borborema (Rodal *et al.* 2008a).

Capparis flexuosa tem registro no Nordeste em áreas de Caatinga (Cestaro & Soares 2004; Barbosa *et al.* 2007), Mata Atlântica costeira (Pereira & Alves 2006), Floresta Montana

Semidecídua (Xavier 2009; Moura & Sampaio 2001; Rodal & Nascimento 2002) e Floresta Ombrófila Aberta (Andrade *et al.* 2006). Apesar de Capparaceae ocorrer com grande riqueza de espécies em regiões de matas secas (Gentry 1995), seu registro com importância estrutural no Nordeste é raro (Lopes *et al.* 2008a), onde o gênero foi tido como indicador de áreas secas (Rodal *et al.* 2008a).

Espécies comumente registradas na Caatinga também ocorreram no Pico do Jabre: *Jatropha molissima*, *Cereus jamacaru*, *Aspidosperma pyrifolium*, *Piptadenia stipulacea*, *Amburana cearensis*, *Commiphora leptophloeos*, *Capparis flexuosa*, *Manihot glaziovii* e *Cordia globosa* anotadas por (Santos *et al.* 2008; Souza *et al.* 2007; Nascimento *et al.* 2003; Cestaro & Soares 2004; Rodal *et al.* 2008; Barbosa *et al.* 2007). Ferraz *et al.* (1998) também encontrou *M. urundeuva*, *A. cearensis*, *Parapiptadenia zehntneri*, *C. Jamacaru*, *J. molissima*, *C. flexuosa* e *A. pyrifolium* em Florestas Montanas. Por outro lado, Lyra (1982) não encontrou compartilhamento de espécies entre áreas próximas de Caatinga e Floresta Montana, provavelmente pela substituição de espécies ao longo do gradiente de altitude.

Foram também registradas espécies generalistas de habitat de larga distribuição em várias tipologias florestais em diversas regiões do Brasil como *Casearia sylvestris*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Trema micrantha* (Souza *et al.* 2009; Guaratini *et al.* 2008; Cervi *et al.* 2007; Cestaro & Soares 2004; Souza *et al.* 2003; Silva *et al.* 2007).

Algumas espécies consideradas por Andrade-Lima (1961, 1964) indicadoras de florestas montanas como *Manilkara rufla* e *Copaifera trapezifolia* não foram encontradas. Há, no entanto, o registro de *Ramnidium molle* de distribuição restrita às florestas montanhosas no Nordeste (Rodal *et al.* 2008).

Myrciaria floribunda é apontada como indicadora de ambientes climáticos em Florestas Estacionais Semidecíduais na região Sudeste (Lopes *et al.* 2002) e de larga ocorrência na Mata Atlântica do sudeste (Oliveira-Filho & Fontes 2000).

Importante foi o registro de *Eugenia aff. brejoensis*, recentemente descrita por Mazine (Mazine & Souza 2008) como endêmica às Florestas Montanas úmidas em Pernambuco.

4. - CONCLUSÕES

A Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre apresentou riqueza florística de 64 espécies no levantamento fitossociológico, e 87 com as coletas fora das parcelas.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener ($H' = 3,17 \text{ nats.ind}^{-1}$) da comunidade arbórea registrou elevada riqueza de espécies quando comparadas a outras áreas de Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas. O índice de Pielou 0,76, aponta distribuição desigual dos indivíduos e a dominância de *Byrsonima nitidifolia*, *Eugenia ligustrina*, *Allophylus laevigatus*, *Capparis flexuosa*, *Maytenus disticophylla*, *Randia nitida* e *Zanthoxylum rhoifolium*, que representaram 55,76 % dos indivíduos amostrados.

Este estudo registrou pela primeira vez a elevada dominância das famílias Malpighiaceae e Erythroxylaceae em Floresta Estacional Semidecidual Montana no Nordeste e evidenciou a peculiaridade da floresta no Pico do Jabre.

A distribuição dos indivíduos da comunidade nas classes de diâmetro indicou características de florestas heterogêneas inequidâneas, em estado de equilíbrio, embora a distribuição de diâmetro das populações de *Erythroxylum mucronatum*, *Eugenia ligustrina* e *Calisthene microphylla* tenham indicado problemas futuros para a manutenção destas espécies na comunidade.

A distribuição de altura mostrou que metade dos indivíduos tem altura de até 6m, altura em que se concentrou a maior riqueza de espécies. A área basal foi maior na classe de 6 – 9 m de altura e a altura máxima de 22m foi a maior registrada para Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas localizadas no interior do Nordeste.

A flora levantada na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre difere de outras fitofisionomias no Nordeste e contém representantes de Florestas Ombrófilas Montanas, de Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas, elementos de Caatinga, assim como espécies de ampla distribuição no Brasil, conferindo-lhe caráter misto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGRA, M. F & NEE, M. 1997. A new species of *Solanum subgenus* *Leptostemomum* (Solanaceae) from northeastern Brazil. **Brittonia**, v. 49, n.3, p 350-353.
- AGRA, M. F., BARBOSA, M.R. de V & STEVENS, W.D. 2004. Levantamento Florístico Preliminar do pico do Jabre, Paraíba, Brasil. Pp123-137, *in*: Porto, K.C., Cabral, J.P e Tabarelli, M (Eds). **Brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Ministério do meio Ambiente. Brasília.
- ALCOFORADO-FILHO, F.G.; SAMPAIO, E.V.S.B & Rodal, M.J.N. 2003. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia espinhosa arbórea em Caruaru, Pernambuco. **Acta Botanica Brasilica** 17(2): 287-303.
- ALCOFORADO-FILHO, F.G. 1993. Composição florística e fitossociologia de uma área de caatinga arbórea no município de Caruaru-PE. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- ALMEIDA, H. de S. & MACHADO, E.L.M. 2007. Relações florísticas entre remanescentes de Floresta Estacional Decídua no Brasil. **Revista Brasileira de Biociências** 5(1): 648-650.
- ALVES, M & LUCENA, M de F. 2007. Diversidade taxonômica de Euphorbiaceae s.l. no Nordeste do Brasil. **Caderno de Cultura e Ciência** 21(2): 21-22.
- ANDRADE-LIMA, D. 1982. Present days refuges in northeastern Brazil. IN: PRANCE, G.T (ed). **Biological diversification in tropics**. Columbia University Press. New York. p. 245-251.
- ANDRADE-LIMA, D. 1981. The caatinga dominium. **Revista Brasileira de Botânica** 4:149-153.
- ANDRADE-LIMA, D. 1964. Esboço fitoecológico de alguns “brejos” de Pernambuco. Instituto Agrônomo. Nova Série. **Public. Boletim Técnico** 8: 3-10.
- ANDRADE-LIMA, D. 1961. Tipos de florestas de Pernambuco. IN: Anais da Associação dos geógrafos Brasileiros (D. Andrade Lima, ed.). **Associação dos Geógrafos Brasileiros** 12: 69-85.
- ANDRADE-LIMA, D. 1957. **Estudos fitogeográficos de Pernambuco**. IPA, Recife.
- ANDRADE, K.V.S & RODAL, M.J.N. 2004. Fisionomia e estrutura de um remanescente de floresta estacional semidecidual de terras baixas no nordeste de Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 27: 463-474.
- ANDRADE, L.A.; OLIVEIRA, F.X.; NASCIMENTO, I.S.; FABRICANTE, J.R.; SAMPAIO, E.V.S.B & BARBOSA, M.R.V. 2006. Análise florística e estrutural de matas ciliares ocorrentes em brejo de altitude no município de Areia, Paraíba. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias** 1: 31-40.

- APGII. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society** **141**: 399-436.
- ARAGAKI, S. 1997. Florística e estrutura de trecho remanescente de floresta no Planalto Paulistano (SP). Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- ARANTES, A.A. & MONTEIRO, R. 2002. A família Myrtaceae na Estação ecológica do Panga, Uberlândia, MG, Brasil. **Lundiana** **3**(2): 111-127.
- ARAÚJO, E.L.; SAMPAIO, E.V.S.B. & RODAL, M.J.N. 1995. Composição florística e fitossociológica de três áreas de Caatinga de Pernambuco. **Revista Brasileira de Biologia** **55**(4): 595-607.
- ASSMANN, E. 1970. **The principle of forest field**: studies in the organic production, structure, increment and yield of forest stands. Braunschweig: Pergamon Press, 506p.
- BARBOSA, V.R.V. ; LIMA, J.B.; LIMA, J.R.; CUNHA, J.P. & THOMAS, W.W. 2007. Vegetação e flora do cariri paraibano. **Oecol. Bras.** **11**(3): 313-322.
- BARBOSA, M.R.V. 1996. Estudo florístico e fitossociológico da Mata do Buraquinho, remanescente de mata atlântica em João Pessoa, PB. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- BARBOSA, M.R.V.; AGRA, M. de F.; SAMPAIO, E.V.S.B.; CUNHA, J.P da & ANDRADE, L.A.de. 2004. Diversidade florística na Mata do Pau Ferro, Areia, Paraíba. In: **Brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba**: história natural, ecologia e conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 111-122. (Série Biodiversidade, 9).
- BOTREL, R.T.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RODRIGUES, L.A. & CURI, N. 2002. Influência do solo e topografia sobre variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica** **25**: 195-213.
- BROWER, J.E.; ZAR, J.H. & VON ENDE, C.N. 1997. **Field and laboratory methods for general ecology**. 4th. ed. , Boston, WBC MacGraw-Hill.
- BRUCE, D. & SCHUMACHER, F.X. 1950. **Forest mensuration**. McGraw-Hill Book Company, New York.
- CABRAL, S. C. M. 1999. Flora fanerogâmica do Pico do Jabre, Paraíba, Brasil: Bignoniaceae Juss. 1999. Monografia em Biologia. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa.
- CABRERA, A.L. & WILLINK, A. 1973. **Biogeografia de América Latina**. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos, Washington.

- CARVALHO, F.A. & NASCIMENTO, M.T. 2009. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de Floresta Atlântica Submontana (Silva Jardim - RJ, Brasil). **Revista Árvore** **33**(2): 327-337.
- CARVALHO, D.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; van den BERG, E.; FONTES, M.A.L.; VILELA, E.A.; MARQUES, J.J.G. de S & CARVALHO, W.A.C. 2005. Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma floresta ombrófila alto-montana às margens do rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **19**(1): 91-109.
- CARVALHO, F.A.; NASCIMENTO, M.T & BRAGA, J.M. 2007. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica Submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata do rio Vermelho). **Revista Árvore** **31**(4): 717-730.
- CARVALHO, F.A.; NASCIMENTO, M.T. & BRAGA, I.M. 2006. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica Submontana na região de Imbaú, município de Silva Jardim, RJ. **Acta Botanica Brasilica** **20**(3): 727-740.
- CATHARINO, E.L.M.; BERNACCI, L.C.; FRANCO, G.A.D.; DURIGAN, G & METZGER, J.P. 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica** **6**(2): 1-28.
- CERVI, A.C.; LINSINGEN, L von; HATSCBACK, G, & RIBAS, O.S. 2007. A Vegetação do Parque Estadual de Vila Velha, município de Ponta Grossa, PR, Brasil. **Boletim do Museu Botânico Municipal** **69**: 1-52.
- CESTARO, L.A.& SOARES, J.J. 2004. Variações florística e estrutural e relações fitogeográficas de um fragmento de floresta decídua no Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **18**(2): 203-218.
- CORREIA, M.S. 1996. Estrutura da vegetação da mata serrana de um brejo de altitude de Pesqueira-PE. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brazil.
- COSTA JÚNIOR, R.F.; FERREIRA, R.L.C.; RODAL, M.J.N.; FELICIANO, A.L.P.; MARANGON, L.C. & SILVA, W C da. 2008. Estrutura fitossociológica do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa na Mata Sul de Pernambuco, Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal** **18**(2): 173-183.
- DAVIDAR, P.; PUYRAVAUD, J.P. & LEIGH Jr.; E.G. 2005. Changes in rain forest tree diversity, dominance and rarity across a seasonality gradient in the Western Ghats, Índia. **Journal of Biogeography** **32**: 493-501.
- DRUMMOND, M.A & MEIRA NETO, J.A. 1999. Composição florística e fitossociológica de uma mata secundária de um trecho da Mata Atlântica. **Ciência Rural** **29**(4): 657-661.

- DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; SAITO, M & BAITELLO, J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica** 23(4): 371-383.
- EITEN, J. 1982. Brazilian "Savannas". In: HUNNTLEY, B.J.; WALKER, B.H. **Ecology of Tropical savanna**. Berlim: Verlag, 1982. p. 25-47.
- FAGUNDES, L.M.; CARVALHO, D.A. de; van den BERG, E.; MARQUES, J.J.G.E.M. & MACHADO, E.L.M. 2007. Florística e estrutura do estrato arbóreo de dois fragmentos de florestas decíduas às margens do rio Grande, em Alpinópolis e Passos, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 21(1): 65-78.
- FELFILI, J.M & FAGG, C.W. 2007. Floristic Composition, diversity and structure of the "cerrado" *sensu stricto* on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 30(3): 375-385.
- FELFILI, J.M.; NASCIMENTO, A.R.T.; FAGG, C.W. & MEIRELLES, E.M. 2007. Floristic composition and community structure of a seasonal deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 30 (4): 611-621.
- FELFILI, J.M & RESENDE, R.P. 2003. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Comunicações Técnicas Florestais 5(1). Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília.
- FELFILI, J.J. & SILVA JÚNIOR, M.C. 2001. **Biogeografia do Bioma Cerrado**: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. Brasília: Universidade de Brasília, 152p.
- FELFILI, J. M. & SILVA JUNIOR, M. C. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de Cerrado da Fazenda Água Limpa (FAL), em Brasília, DF. **Acta botânica brasílica** 2: 47-84.
- FERRAZ, E.M. & RODAL, M.J.N. 2006. Caracterização fsionômica–estrutural de um remanescente de Floresta Ombrófila Montana de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 20(4): 911-926.
- FERRAZ, E.M.N.; ARAÚJO, E.L. & SILVA, S.I. 2004. Floristic similarities between lowland and montane areas of Atlantic Coastal Forest in Northeastern Brazil. **Plant Ecology** 174: 59-70.
- FERRAZ, E.M.N.; RODAL, J.N. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2003. Physiognomy and structure of vegetation along an altitudinal gradient in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Phytocoenologia** 33(1): 71-92.
- FERRAZ, E.M.N.; RODAL, M.J.N.; SAMPAIO, E.V.S.B. & PERREIRA, R. de C. A. 1998. Composição florística em trechos de vegetação de Caatinga e brejo de altitude na região do Vale do Pajeú, Pernambuco. **Revista Brasileira de Botânica** 21(1): 7-15.

- FONSECA, R.C.B. & RODRIGUES, R.R. 2000. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. **Scientia Forestalis** **57** :27-43.
- FOSTER, R.B. 1990. Heterogeneity and disturbance in tropical vegetation. Pp. 75-92. In: Soule, ME & Wilcox, B.A. (eds.), **Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective**. Sinauer Associates, Sunderland.
- GENTRY, A.H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. Pp. 146-194. In: Bullock, S.H., Mooney, H.A. & Medina, E. (eds) **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, Cambridge.
- GILLESPIE, T.W.; GRIJALVA, A & FARRIS, C.N. 2000. Diversity, composition and structure of tropical dry Forest in Central America. **Plant Ecology** **147**: 37-47.
- GIULIETTI, A.M. et al.. 2002. As espécies endêmicas da caatinga. In: **Vegetação e flora de Caatinga**. E.V.S.B. Sampaio et al. (Eds.), Associação Plantas do Nordeste, Recife, 103p.
- GOMES, A.P.C.; SOUZA, A.L. & MEIRA-NETO, J.A. 2004. Alteração estrutural de uma área florestal explorada convencionalmente na bacia do Paraíba do Sul, Minas Gerais, nos domínios da Floresta Atlântica. **Revista Árvore** **28**(3): 407-417.
- GOMIDE, L.R.; SCOLFORO, J.R.S. & OLIVEIRA, A.D. 2009. Análise das estruturas diamétrica e hipsométrica de fragmentos florestais localizados na bacia do rio São Francisco, em Minas Gerais, Brasil. **Revista Floresta** **39**(2): 239-251.
- GONZAGA, A.P.D.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MACHADO, E.L.M.; HARGREAVES, P. & MACHADO, J.N. de M. 2008. Diagnóstico florístico-estrutural do componente arbóreo da floresta na Serra de São José, Tiradentes, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **22**(2): 505-520.
- GROMBONE, M.T.; BERNACCI, L.C.; MEIRA-NETO, J.A.A; TAMASHIRO, J.Y. & LEITÃO-FILHO, H.F. 1990. Estrutura fitossociológica da floresta semidecídua de altitude do Parque Nacional da Grota Funda (Atibaia - Estado de São Paulo). **Acta Botanica Brasilica** **4**: 47-64.
- GUARATINI, M.F.G.; GOMES, E.D.C.; TAMASHIRO, J.Y. & RODRIGUES, R.R. 2008. Composição florística da reserva municipal Santa Genebra, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica** **31** (2): 323-337.
- GUEDES, D.C.; CESAR, O. ; MONTEIRO, R & SILVA FILHO, N.L. 2001. Florística e fitossociologia de um remanescente de Mata Atlântica no município de Cubatão – SP. **Naturalia** **26**: 69-86.
- GÜL, A.U. et al.. 2005. Calculation of uneven-aged stand structures with the negative exponential diameter distribution and Sterba's modified competition density rule. **Forest Ecology and Management** **14**: 212-220.

- HALLÉ, F.; OLDEMAN, R.A.A. & TOMLINSON, P.B. 1978. **Tropical trees and forests**. New York, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- HARPER, J.L. **Population biology of plants**. London, Academic Press. 1977. 892p.
- IBGE. 1985. **Atlas Nacional do Brasil: região Nordeste**. IBGE, Rio de Janeiro.
- IVANAUSKAS, N.M. & RODRIGUES, R.R. 2000. Florística e fitossociologia de remanescentes de Floresta Estacional Decídua em Piracicaba, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **23**: 291-304.
- KREBS, C.J. 1989. **Ecological methodology**. Harper & Row Publ., New York.
- LATHAM, P.A.; ZUURING, H.R. & COBLE, D.W. 1998. A method for quantifying vertical forest structure. **Forest Ecology and management** **104**: 157-170.
- LEITÃO-FILHO, H.F. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão-SP**. São Paulo. São Paulo: Editora UNESP, 1993. 184p.
- LIMA, P.J. & HECKENDORFF, W.D. 1985. Climatologia. Pp. 34-43. In: **Atlas geográfico da Paraíba**. Grafset. Editora Universitária. João Pessoa.
- LOIOLA, M.I.B.; AGRA, M.F.; BARACH, G.S. & QUEIRPZ, R.T. 2007. Flora da Paraíba Erythroxylaceae Kunt. **Acta Botanica Brasilica** **21**(2): 473-487.
- LOPES, C.G.R; FERRAZ, E.M.N. & ARAÚJO, E.de L. 2008a. Physiognomic-structural characterization of dry and humid-forest fragments (Atlantic Coastal Forest) in Pernambuco state, Northeastern Brazil. **Plant Ecology** **198**: 1-18.
- LOPES, S F.; OLIVEIRA, A.P.; DIAS NETO, O.C.; VALE, V.S.; GUSION, A.E. & SCHIAVINI, I. 2008b. Estrutura e grupos ecológicos em uma floresta estacional semidecidual em Uberlândia, MG. IX Simpósio sobre o Cerrado, out 2008. Brasília, DF. Anais.
- LOPES, W.P.; SILVA, A.F.; SOUSA, A.L. & NETO, J.A.A.M. 2002. Estrutura fitossociológica de um trecho de vegetação arbórea no Parque Estadual do Rio Doce – Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **16**(4): 443-456.
- LYRA, A.L.R.T. 1982. A condição de brejo: efeito do relevo na vegetação de duas áreas no município do Brejo de Madre de Deus (Pernambuco). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife. 106p.
- MAASS, J.M. 1995. Conversion of tropical dry Forest to pasture and agriculture. Pp. 399-422. In: Bullock, S.H., Mooney, H.A. & Medina, E. (eds), **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, Cambridge.
- MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, W.A.C. 2004. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na fazenda Beira Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore** **28** (4): 499-516.

- MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. London: Chapman and Hall. 256p.
- MARANGON, L.C. ; SOARES, J.J. & FELICIANO, A.L.P. 2003. Florística arbórea da mata da pedreira, município de Viçosa, MG. **Revista Árvore** 27(2): 201-215.
- MARTINS, F.R. 1996. **Aspectos da organização de uma comunidade arbórea florestal: estudo prático**. [S.l.: s.n.], p.18. Apostila do curso de ecologia vegetal, BT-682.
- MARTINS, F.R. **Estrutura de uma floresta Mesófila**. Campinas: Editora de Unicamp, 1991. 246p.
- MAYO, S. & FEVEREIRO, V.P.B.1982. **Mata do Pau Ferro – A pilot study of the brejo Forest of Paraíba, Brazil**. Published by the Royal Botanic Gardens, Kew (Bentha Moxon Trust), Great Britain, 29p.
- MAZINE, F.F. & SOUZA, V.C. 2008. A new species of *Eugenia* (Myrtaceae) from north-eastern of Brazil. **Botanical Journal of the Linnean Society** 150: 775-777.
- MEIRA-NETO, J.A.A.. & MARTINS, F.R. 2003. Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbustivo da mata da Silvicultura, uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa – MG. **Revista Árvore** 27(4): 459-471.
- MELO, M.F de F. & ZICKEL, C.S. 2004. O gênero *Zanthoxylum* L. e *Esenbeckia* Kunth (Rutaceae) no estado de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 18 (1): 73-90.
- MELO, J.I. M DE & RODAL, M.J.N. 2003. Levantamento florístico de um trecho de floresta serrana no planalto de Garanhuns, estado de Pernambuco. **Acta Scientiarum: Biological Sciences** 25(1): 173-178.
- MOREIRA, E.R.F. 1989. **Mesorregiões e microrregiões da Paraíba: delimitação e caracterização**. Gaplan. João Pessoa.
- MORENO, M.R.; NASCIMENTO, M.T. & KURTZ, B.C. 2003. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região do Imbé, RJ. **Acta Botanica Brasilica** 17(3) 371-386.
- MORI, S.A.; BRIAN, M.B. and PRANCE, T. 1981. Distribution patterns and conservation eastern Brazilian coastal forest tree species. **Brittonia** 33(2): 233-245.
- MOURA, F. DE B.P. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2001. Flora lenhosa de uma mata serrana semidecídua em Jataúba, Pernambuco. **Revista Nordestina de Biologia** 15(1): 77-89.
- MOURA, F.B.P. 1997. Fitossociologia de uma mata serrana semidecídua no brejo de Jataúba, Pernambuco, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- MULLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Jonh Wiley & Sons, 547p.

- MURPHY, P.G. & LUGO, A.E. 1986. Ecology of tropical dry forest. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** **17**: 67-88.
- MVSP. 2004. **Multivariate Statistical Package**, version 3.13m. Kovach Computing Service. Disponível em <http://www.kovcomp.com>.
- NASCIMENTO, L.M. do. 2001. Caracterização fisionômico-estrutural de um fragmento de floresta Montana no Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. UFPE, Recife.
- NASCIMENTO, L.M. do & RODAL, M.J.N. 2008. Fisionomia e estrutura de uma Floresta Estacional Montana do maciço da Borborema, Pernambuco-Brasil. **Revista Brasileira de Biologia** **31**(1): 27-39.
- NASCIMENTO, A.R.T.; FELFILI, J.M. & MEIRELLES, E.M. 2004. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de Floresta Estacional Decidual de encosta, Monte Alegre, Goiás, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** **18**(3): 659-669.
- NASCIMENTO, C.E.S.; RODAL, M.J.N. & CAVALVANTE, A.C. 2003. Phytosociology of the remaining xerophytic woodland associated to an environmental gradient at the bank of the São Francisco river – Petrolina, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **26**(3): 271-287.
- NATH, C.D.; DATTARAJA, H.S.; SURESH, H.S. & SUKUMAR, R. 2006. Patterns of tree growth in relation to environmental variability in the tropical dry deciduous Forest at Mudumalai, southern Índia. **Journal Bioscience** **31**(5): 651-669.
- NERI, A.V.; MEIRA NETO, J.A.A.; SILVA, A.F.; MARTINS, S.V. & BATISTA, M.L. 2007. Análise da estrutura de uma comunidade lenhosa em área de cerrado sensu stricto no município de Senador Nordestino Gonçalves, norte de Minas gerais, Brasil. **Revista Árvore** **31**(1): 123-134.
- NÓBREGA, G.G.N.; RAMOS, V.V. & SILVA JÚNIOR, M.C. 2001. Composição florística e estrutura na mata de galeria do cabeça-de-veado na Jardim Botânico de Brasília. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer** **8**: 44-65.
- NUNES, Y.R.F.; MENDONÇA, A.V.R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E.L.M. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2003. Variações da fisionomia da comunidade arbórea em fragmentos de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasílica** **17**(2): 213-299.
- NUTTO, J.G & WATZLAWICK, L.F. 2002. Relações entre fatores climáticos e incremento diamétrico de *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. e *Z. hyemale* St. Hill. na região de Santa Maria, RS. **Boletim de Pesquisa Florestal** **45**: 41-55.
- OLIVEIRA, F.X. de; ANDRADE, L.A & FÉLIX, L.P. 2006. Comparações florísticas e estruturais entre comunidades de Floresta Ombrófila Aberta com diferentes idades no município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** **20**(4): 861-873.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1989. Composição florística e estrutura comunitária da floresta de galeria do córrego da Paciência, Cuiabá, MT. **Acta Botanica Brasílica** **3**: 91-112.

- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; JARENKOW, J.A & RODAL, M.J.N. 2006. Floristic Relationship of Seasonally Dry Forest of Eastern South America Based on Tree Species Distribution Patterns. Pp 159-192. In: R.T. Pennington, G.P. Lewis & J.A. Ratter (eds.). **Neotropical Savannas and Seasonally dry Forests: plant diversity, biogeography and conservation**. The Systematics Association Special volume Series 69. Boca Raton, CRC Press, Taylor and Francis Group.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; FONTES, M.A.; VANDEN BERG, E.; CURI, N. & CARVALHO, W.A. 2004. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista Brasileira de Botânica** 27(2): 291-309.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CURI, N.; VILELA, E.A & CARVALHO, D.A. 2001. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous Forest in southeastern Brazil. **Edinburg Journal of Botany** 58: 139-158.
- OLIVEIRA-FILHO A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica** 32:793-810.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MELLO, J.M & SCOLFORO, J. 1997b. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology** 131: 45-66.
- ORIAN, G.H.; DIRZO, R. & CUSHMAN, J.H. 1996. **Biodiversity and ecosystems processes in Tropical Forest**. New York: Springer-Verlag/ Berlin Heidelberg.
- PARROTA, J.A. 1993. Secondary forest regeneration on degraded tropical lands: the role of plantations as faster ecosystems. IN: Lieth,H.; Lohmann, M. (Eds.). **Restoration of tropical forest ecosystems**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 63-73.
- PAULA, A; SILVA, A.F.; SOUZA, A.L. & SANTOS, F.A.M. 2002. Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG. **Revista Árvore** 26(6): 743-749.
- PEIXOTO, A.L. 1991-1992. A vegetação da costa atlântica. In: **Floresta Atlântica**. Ed. Alumbamento, Rio de Janeiro. P. 33-41.
- PEIXOTO, A.J.& GENTRY, A. 1990. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica** 13: 19-25.
- PEREIRA, I.M.; ANDRADE, L.A.; BARNBOSA, M.R.V. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2002. Composição florística e análise fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente florestal no agreste paraibano. **Acta Botanica Brasilica** 16 (3): 357-369.

- PEREIRA, M.S & ALVES, R.R.N. 2006. Composição florística de um remanescente de Mata Atlântica na área de proteção ambiental Barra do Mamanguape, Paraíba, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra** 6 (1): 357-366.
- PEREIRA, R.C.A.; LIMA, V.C.; SILVA, R.S. SILVA, S.Z. 1993. Lista de espécies arbóreas e arbustivas ocorrentes nos principais “brejos” de altitude de Pernambuco. **Instituto de Pesquisas Agronômicas de Pernambuco**. Série documentos, 22, Recife.
- PINTO, S.I.do C.; MARTINS, S.V.; SILVA, A.G.; BARROS, N.F. de; DIAS, H.C.T. & SCOSS, L.M. 2007. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo de dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na reserva florestas Mata do Paraíso, Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore** 31(5): 823-833.
- PINTO, J.R.R. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1999. Perfil florístico e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 22: 53-67.
- PIRANI, J.R. 2006. Flora de Grão-Mogol, Minas Gerais: Rutaceae. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo** 24: 69-76.
- PIRANI, J.R. 1989. Flora da serra do Cipó, Minas Gerais: Rutaceae. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo** 11: 109-119.
- PONTES, R.A.S. & AGRA, M.F. 2001. Flora do Pico do Jabre, Paraíba, Brasil: Acanthaceae. **Leandra** 16: 51-60.
- PRADO, D.E. & GIBBS, P.E. 1993. Pattern of species distribution in the dry seasonal forest of South America. **Annals of the Missouri Botanical Garden** 80:902-927.
- PULZ, F.A.; SCOLFORO, J.R.; OLIVIERA, A.D.; MELLO, J.M. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1999. Acuracidade da predição da distribuição diamétrica de uma floresta inequiana com a matriz de transição. **Cerne** 5: 1-14.
- PUNYASENA, S.W.; ESHEL, G & McELWAIN, J.C. 2008. The influence of climate on the spatial patterning of Neotropical plant families. **Journal of Biogeography** 35: 117-130.
- RAMALHO, A.M.C.; OLIVEIRA, C.A.A.; MORAIS, P.S.A.; COSTA, S.O.P 2009. Impactos ambientais culturais e estéticos no Parque Estadual do Pico do Jabre, Maturéia (PB). **Revista Brasileira de Ecoturismo** 2(1): 35-56.
- RICHARDS, P.W.1998. **The tropical rain forest an ecological study**. 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge. 575p.
- ROCHA, K.D; CHAVES, L.F; MARANGON, L.C. & LINS E SILVA, A.C.B. 2008. Caracterização da vegetação arbórea adulta em um fragmento de floresta atlântica , Igarassu, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias** 3(1): 35-41.

- ROCHA, E. A. & AGRA, M.F. 2002. Flora do Pico do Jabre, Paraíba, Brasil: Cactaceae Juss. **Acta Botanica Brasilica** **16** (1): 1-8.
- RODAL, M.J.N.; MARTINS, F.R. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2008. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga** **21**(3): 192-205.
- RODAL, M.J.N.; BARBOSA, M.R.V. & THOMAS, W.W. 2008a. Do the seasonal forests in Northeastern Brazil represent a single floristic unit? 2008. **Brazilian Journal of Biology** **68**(3): 467-475.
- RODAL, M.J.N. & SALES, M.F. 2007. Composição da flora vascular em um remanescente de floresta Montana no semi-árido do nordeste do Brasil. **Hoehnea** **34**(4): 433-446.
- RODAL, M.J.N. & NASCIMENTO, L.M. 2006. The arboreal component of dry forest in northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **66**(2A): 479-491.
- RODAL, M.J.N.; SALES, M.F.; SILVA, M.J. & SILVA, A.G. 2005a. Flora de um brejo de altitude na escarpa oriental do planalto da Borborema, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **19**(4): 843-858.
- RODAL, M.J.N.; LUCENA, M.F.A.; ANDRADE, K.V.S.A. & MELO, A.L. de. 2005b. Mata do Toró: uma floresta estacional semidecidual de terras baixas no nordeste do Brasil. **Hoehnea** **32**(2): 283-294.
- RODAL, M.J.N. & NASCIMENTO, L.M. 2002. Levantamento florístico da floresta serrana de Reserva Biológica de Serra Negra, microrregião de Itaparica, Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **16**(4): 481-500.
- RODAL, M.J.N.; ANDRADE, K.V. de S.A.; SALES, M.F. de & GOMES, A.P.S. 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. **Revista Brasileira de Biologia**: **58**(3): 517-526.
- RODAL, M.J.N. 1992. Fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em quatro áreas de caatinga em Pernambuco. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- RODRIGUES, L.A & ARAÚJO, G.M. 1997. Levantamento florístico de uma Mata Decídua em Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **11**(2): 229-237.
- ROLLET, B. 1974. **L'architecture de forêts denses humides sempervirens de Paline**. Norgent sur Marne: Centre Technique Forestier Tropical. 297 p.
- RONDON NETO, R.M.; WATZLANWICK, L.F.; CALDEIRA, M.C. & SCHOENINGER, E.R.. 2002. Análise florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana situado em Criuva, RS-Brasil. **Ciência Florestal** **12**(1): 29-37.

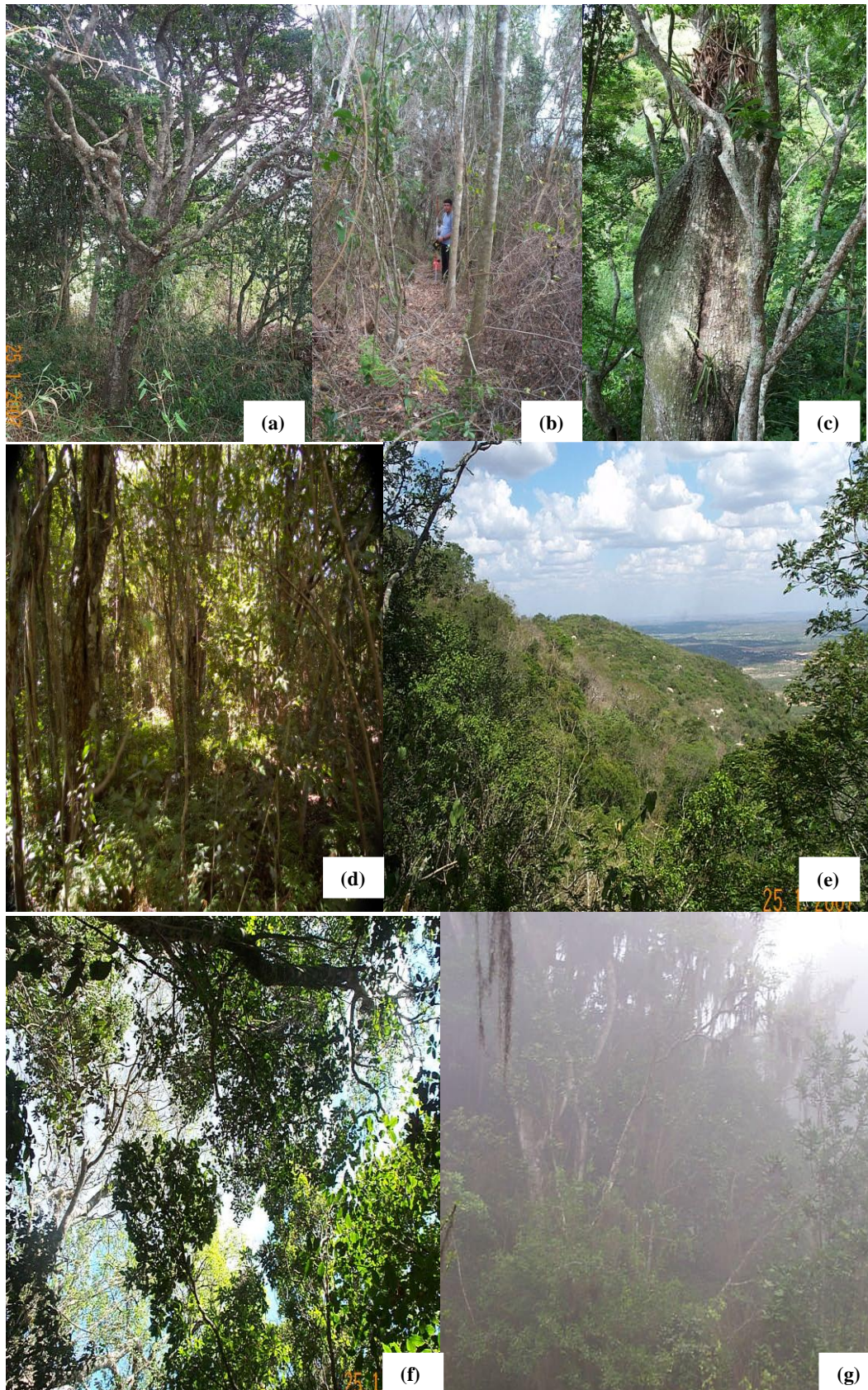
- RIZZINI, C.T. 1979. **Tratado de Fitogeografia do Brasil**: aspectos sociológicos e florísticos. EDUSP e Editora HUVITEC, São Paulo.
- SAGAR, R & SINGH, J.S. 2006. Tree density, basal area and species diversity in a disturbed dry tropical Forest of northern Índia: implications for conservation. **Environmental conservation** **33**(3): 256-262.
- SALES, M.F.; RODAL, M.J.N.; MAYO, S.J.; ZICKEL, C.S. & MELO, M.R.C.S de. 1999. Composição florística e diversidade dos “Brejos” de Pernambuco. In: F.D. de Araújo, H.D.V. Prendergast & S.J. Mayo (Eds.) **Plantas do Nordeste**. Anais do I Workshop Geral, Pp. 42-52. Royal Botanic Gardens, Kew.
- SALES, M.F.; MAYO S.J.; RODAL, M.J.N.. 1998. **Plantas vasculares das florestas serranas de Pernambuco**. – Um checklist da flora ameaçada dos brejos de altitude. Imprensa Universitária. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- SAMPAIO, E.V.S.B. 1996. Fitossociologia. Pp. 203-230. In: Sampaio, EVSB.; Mayo SJ.; Barbosa, MRV (Eds) **Pesquisas Botânicas nordestinas**: progresso e perspectivas. Sociedade Botânica do Brasil / Seção Regional de Pernambuco, Recife.
- SAMPAIO, E.V.S.B.; ANFRADE-LIMA, D. & GOMES, M.A.F. 1981. O gradiente vegetacional das caatingas e áreas anexas. **Revista Brasileira de Botânica** **4**: 27-30.
- SANTOS, R.M dos; VIEIRA, F.de A.; GUSMÃO, E. & NUNES, Y.R.F. 2007. Florística e estrutura de uma floresta estacional decidual, no parque municipal da Sapucaia, Montes Claros (MG). **Cerne** **13**(3): 24-256.
- SANTOS, R.M.; VIEIRA, F. de A.; SANTOS, P.F.; MORAIS, V.M. & MEDEIROS, M.A. 2008. Estrutura e florística de um remanescente florestal na fazenda Ribeirão, município de Juvenília, MG, Brasil. **Revista Caatinga** **21** (4): 154-162.
- SCUDELLER, V.V.; MARTINS, F.R. & SHEPHERD, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic Ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology** **152**: 185-199.
- SILVA, S.L. de; FIGUEIREDO, P.M. & YANO, T. 2007 b. Cytotoxic evaluation of essential oil from *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. leaves. **Acta Amazônica** **37** (2): 281-286.
- SILVA, J.M.C. da & TABARELLI. 2000. Tree species impoverishment and future flora of the Atlantic Forest of Northeast Brazil. **Nature** **404**(2): 72-74.
- SILVA, L.A & SCARIOT, A. 2004. Comunidade arbórea de uma floresta estacional decídua sobre afloramento calcário na bacia do rio Paraná. **Revista Árvore** **28**(1): 61-67.
- SILVA, L.A & SCARIOT, A. 2003. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea em uma floresta estacional decidual em afloramento calcário: fazenda São José, São Domingos, GO, Bacia do Rio Paraná. **Acta Botanica Brasilica** **17**(2): 305-313.

- SILVA, L.O.; COSTA, D.A.; SANTOS FILHO, K.E; FERREIRA, H.D. & BRANDÃO, D. 2002. Levantamento florístico e fitossociológico em duas áreas de cerrado *sensu stricto* no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás. **Acta Botanica Brasilica** 16(1): 43-53.
- SILVA, N.R.S.; MARTINS, S.V.; MEIRA NETO, S.J.A.A. & SOUZA, A.L. 2004. Composição florística e estrutura de uma floresta estacional semidecidual montana em Viçosa, MG. 2004. **Revista Árvore** 28(3): 397-405.
- SILVA JÚNIOR, M.C. 1999. Composição florística, fotossociológica e estrutura diamétrica na mata de galeria do Monjolo, Reserva Ecológica do IBGE (Recor), DF. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer** 4: 30-45.
- SILVA JÚNIOR, M.C. & SILVA, A.F. 1988. Distribuição dos diâmetros dos troncos das espécies mais importantes do cerrado na Estação Florestal de Experimentação de Paraopeba, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica** 2(2): 107-126.
- SIQUEIRA, M.F. 1994. Análise florística e ordenação de espécies arbóreas na Mata Atlântica através de dados binários. Tese (Doutorado), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brazil.
- SIQUEIRA, D.R.; RODAL, M.J.N.; LINS-E-SILVA, A.C.B. & MELO, A.L. 2001. Physiognomy, structure and floristic in an area of Atlantic Forest in Northeastern Brazil. In: Gottsberger, G.; Liede, S. (Org) **Life forms and dynamics in tropical forests**. Berlin-Stuttgart: Gebr. Borntraeger Verlagsbuchhandlung, p.11-27 (Dissertationes Botanicae, Band 346).
- SOUZA, F.M.; SOUSA, R.C; ESTEVES, R. & FRANCO, G.A.D.C. 2009. Flora arbustivo-arbórea do Parque Estadual do Jaraguá, São Paulo, SP. **Biota Neotropica** 9 (2): 1-14.
- SOUZA, J.T.; MENDES, P.G.A.; SOUSA, J.R.; SILVA, M.A.M; LIMA, A. S. & SOUZA, M.M.A. 2007. Caracterização de uma área de caatinga arbórea no município de Aiuaba – CE. **Cadernos de Cultura e Ciência** 2 (2): 2-9.
- SOUZA, J.S.; ESPÍRITO-SANTO, F.D.B.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. & BOTEZELLI, L. 2003. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua as margens do rio Capivari, Lavras, MG. **Revista Árvore** 27(2): 185-206.
- SUDEMA. 1994. **Pico do Jabre**. João Pessoa.
- TABARELLI, M. & SANTOS, A.M.M. 2004. Uma breve história natural dos Brejos Nordestinos. Pp 17-24, *in*: Porto, K.C., Cabral, J.P e Tabarelli, M (Eds). **Brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba**: história natural, ecologia e conservação. Ministério do meio Ambiente. Brasília.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Biologia** 59(2): 239-250.

- TAVARES, M.C.G.; RODAL, M.J.N.; MELO, A.L. & LUCENA, M.F.A. 2000. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de floresta Ombrófila Montana do Parque Ecológico João Vasconcelos Sobrinho, Caruaru, Pernambuco. **Naturalia**. **25**: 243-270.
- THEULEN, V. 2004. Conservação dos brejos de altitude no estado de Pernambuco. Pp 299-302, *in*: Porto, K.C., Cabral, J.P e Tabarelli, M (Eds). **Brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba**: história natural, ecologia e conservação. Ministério do meio Ambiente. Brasília.
- VASCONCELOS-SOBRINHO, J. **As regiões naturais do Nordeste, o meio e a civilização**. Conselho de Desenvolvimento de Pernambuco, Recife. 1971.
- VELÁZQUEZ, E & GÓMEZ-SAL, A. 2009. Different growth strategies in the tropical pioneer tree *Trema micrantha* during succession on a large landslide on Coasita Volcano, Nicaragua. **Journal of Tropical Ecology** **25**: 249-260.
- VILELA, D.M.; NASCIMENTO, M.T. ARAGÃO, L.E.O.C. de & GAMA, D.M. da. 2006. Effect of selective logging on Forest structure and nutrient cycling in a seasonal dry Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Biogeography** **33**: 506-516.
- XAVIER, K.R.F. 2009. Análise florística e fitossociológica em dois fragmentos de floresta serrana no município de Dona Inês, Paraíba. (Dissertação Mestrado) Pós-graduação em Agronomia, área de Ecologia Vegetal e Meio Ambiente. UFPB, Centro de Ciências Agrárias.
- XAVIER, E. P.L. 1992. Avaliação preliminar dos recursos naturais e impacto sócio ambientais da Serra do Jabre, estado da Paraíba. (Monografia em Engenharia Florestal) Universidade Federal da Paraíba – Patos.
- WEBSTER, G.L. 1995. The panorama of Neotropical Cloud Forest. PP. 53-77. In: S.P. Churchill; H. Balslev; E. Forero & J.L. Luteyn (Eds). Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests: Proceedings of Neotropical Montane Forest Biodiversity and Conservation Symposium. New York, The New York Botanical Garden.
- WERNECK, M.S.; PEDRALLI, G.; KOENIG, R. & GISEKE, L.F. 2000. Florística e estrutura de três trechos de uma floresta semidecídua na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica** **23**(1): 97-106.
- WILCOX, B.A & MURPHY, D.D. 1985 Conservation strategy: effects of fragmentation on extinction. **The American Naturalist** **125**: 879-887.
- YAMAMOTO, L.F.; KINOSHITA, L.S. & MARTINS, F.R. 2005. Florística dos componentes arbóreo e arbustivo de um trecho da Floresta Estacional Semidecídua Montana, município de Pedreira, estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica** **28**(1): 191-202.
- ZAR, J.H. 1996. **Biostatistical Analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 622p.

ZIPARRO, V.B.; GUILHERME, F.A.G.; ALMEIDA-SEABBIA, R.J.& MORELLATO, L.P.C. 2005. Levantamento florístico da Floresta Atlântica no sul do estado de são Paulo, Parque Estadual Intervales, Base Saibadela. **Biota Neotropica** 5(1):

ANEXO



Anexo A 2.10: Indivíduo de *Byrsonima nitidifolia* (a); aspecto da mata na seca (b); indivíduo de *Ceiba glaziovii* (c); aspecto da mata no final das chuvas (d); aspecto do relevo acidentado (e); aspecto do dossel (f) e nevoeiro na época das chuvas (g) na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

3 - DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ÁRVORES NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DO PICO DO JABRE, PB.

RESUMO

(DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ÁRVORES NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA DO PICO DO JABRE, PB). As Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas no Nordeste têm sido alvo de estudos na última década. Nos municípios de Maturéia e de Mãe D'água (PB), o Parque Estadual do Pico do Jabre (06° 02'12'' a 08° 19'18'' S e 34° 45'12'' a 38° 45'45''W), distante 360 km da costa, inclui a maior elevação (1.197 m) regional. O objetivo deste trabalho foi investigar a relação entre fatores ambientais e a distribuição espacial de populações de árvores e se há relação entre a distribuição das espécies com características ambientais locais, partindo-se da hipótese se que a distribuição espacial das espécies arbóreas ao longo do gradiente topográfico configura comunidades floristicamente distintas. Para identificar as principais comunidades de árvores foram aplicadas as técnicas UPGMA e TWINSpan, complementadas com a avaliação de espécies indicadoras (VI), com significância do Valor de Indicação pelo teste de Monte Carlo. Para tanto foram estabelecidas as variáveis categóricas: parcelas preservadas (PP), parcelas alteradas (PA) e com rochosidade (R). Para ressaltar as diferenças entre os grupos de parcelas preservadas, alteradas e com rochosidade, foram calculados os parâmetros fitossociológicos. Os resultados mostraram a baixa similaridade florística e estrutural entre as parcelas e caracterizaram a elevada diversidade beta na área. A variação altitudinal entre as parcelas foi de 225 m. A classificação da vegetação revelou duas comunidades: (PP) com parcelas preservadas e (PAR) com parcelas alteradas e com rochosidade. *Byrsonima nitidifolia*, *Byrsonima* sp. e *Maytenus disticophylla* foram consideradas como indicadoras da PP, e *Eugenia ligustrina*, *Erythroxylum mucronatum* e *Myrciaria floribunda*, preferenciais da PP. Todas elas são típicas de ambientes florestais em estádios mais avançados na sucessão. As análises não sugeriram quaisquer espécies indicadoras da comunidade PAR, mas sim *Myracrodruon urundeuva* e *Sapium* sp. como preferenciais. Estas duas espécies estão, no Nordeste, frequentemente associadas à Caatinga. As comunidades PP e PAR apresentaram diferenças na densidade de árvores, riqueza de espécies e área basal. Foram detectadas com preferência significativa pelo teste de Monte Carlo cinco espécies PP, duas PA e quatro R. Estes resultados indicaram a existência de grupos com diferenças florísticas e estruturais na comunidade estudada, formados em função de alterações antrópicas e presença de rochosidade. Após a criação da unidade de conservação e aparente redução dos processos de intervenção na área, não houve tempo suficiente para a comunidade mais alterada (PAR) se assemelhar à comunidade mais preservada (PP).

Palavras chave: Espécies Indicadoras, TWINSpan, UPGMA, Alterações antrópicas, Distribuição espacial.

ABSTRACT

(TREES SPACIAL DISTRIBUTION IN THE PICO DO JABRE MONTANE SEASONAL FOREST, PARAIBA, BRAZIL). The montane seasonal forests in the Brazilian northeast region are the focus of many studies in the last decade. In the Maturéia and Mãe D'água municipalities the Pico do Jabre State Park (06° 02'12'' to 08° 19'18'' S and 34° 45'12'' e 38° 45'45''W), placed 360 km from the sea includes the highest regional elevation (1197 m) at Paraíba state. This study aims to investigate tree spatial distribution and its association to environmental factors along a topographical gradient of 225 m altitudinal range. To reach this target UPGMA, TWINSpan and the indicator species analysis were complementarily applied and resulted in two floristic communities: PP including preserved plots and PAR colonizing disturbed and rocky plots. To highlight PP and PAR floristic differences a separated phytosociological analysis was run. Results showed distinct richness, density, basal area, low similarity and high beta diversity among communities. *Byrsonima nitidifolia*, *Byrsonima* sp. and *Maytenus disticophylla* were found as PP indicator species and *Eugenia ligustrina*, *Erythroxylum mucronatum* and *Myrciaria floribunda* as PP preferential. These species are frequently associated to advanced successional stages within regional forest communities. There were no PAR indicator species. *Miracrodruon urundeuva* and *Sapium* sp. stood out as PAR preferential species. These two species are commonly associated to the neighboring Caatinga vegetation. The indicator species analysis showed five as preserved environment preferential, as well as two for disturbed environment and five as rocky environment preferentials. Even after seventeen years of protection as a conservation unit past disturbances are still found as a relevant structuring agent, together with some soil chemical and physical characteristics.

Key Words: Indicator species, TWINSpan, UPGMA, disturbances, tree spatial distribution.

3.1. - INTRODUÇÃO

A variabilidade de habitats permite que as espécies possam expressar sua capacidade de explorar os recursos locais e assim tornar possível a coexistência de múltiplas espécies. O resultado são mosaicos de comunidades de plantas, que estimulam o interesse em estudos sobre a influência de fatores bióticos e abióticos na estruturação da vegetação. As associações espécies-habitats são perceptíveis ao longo de gradientes, no entanto, a separação de tipos de vegetação, que ocorrem na comunidade vegetal, é mais complexa.

A detecção de variações florísticas e estruturais ao longo de gradientes topográficos e suas associações com fatores ambientais e edáficos permite entender padrões de distribuição de plantas em florestas, para a definição da diversidade local e de estratégias para conservação, manejo e restauração de áreas degradadas (Martins *et al.* 2003). A estimativa da quantidade de produtos potencialmente exploráveis também é produto da distribuição espacial das espécies (Tuomisto *et al.* 2003).

A classificação da vegetação se baseia na distribuição espacial das diferentes espécies na vegetação, que tanto pode ser controlada pela associação espécies-fatores ecológicos ao longo de gradientes (Clark *et al.*; 1998; Terborgh 1992), como também em resposta a eventos estocásticos (Hubbell 2001). Os métodos de classificação podem ser usados para detectar padrões na distribuição de determinados tipos de vegetação ou de espécies entre e dentro de comunidades, com base nos atributos de composição florística e tamanho das populações (Kent & Coker 1992). Assim, as Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas situadas no interior do Nordeste têm sido alvo de estudos na última década, com sugestões sobre a relação de algumas espécies e comunidades a alguns tipos de habitat (Xavier 2009; Rodal *et al.* 2008 a; Andrade *et al.* 2006; Ferraz *et al.* 2004; Tavares *et al.* 2000).

Detectar e entender como se constituem as comunidades de plantas arbóreas nas Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas e suas associações com o ambiente é informação importante para projetos de recuperação, especialmente nestas áreas sujeitas a intervenções antrópicas ao longo dos séculos.

A Floresta Estacional Semidecidual Montana localizada no Parque Estadual do Pico do Jabre, carece de informação sobre como se distribuem as espécies espacialmente na área. O levantamento florístico de Agra *et al.* (2004) relata diferenças florísticas em função da altitude, com espécies típicas de Caatinga posicionadas nas cotas de altitude abaixo de 500m, e as espécies típicas de mata restritas às cotas mais altas. Aparentemente há uma flora mista nas cotas intermediárias (Agra *et al.* 2004).

Partindo da hipótese que a distribuição espacial das espécies arbóreas ao longo do gradiente topográfico configura comunidades florísticamente distintas, o objetivo deste capítulo foi investigar a distribuição de diferentes espécies arbóreas na Floresta Estacional Montana o Pico do Jabre, e investigar se estas se relacionam com características ambientais locais. Buscou-se responder a **pergunta 2**: Existe padrão na distribuição espacial de espécies que indique a presença de comunidades florísticas? Há espécies com distribuição preferencial por habitats?

3.2.- MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 - A Classificação da Vegetação

Os métodos de classificação permitem o agrupamento das amostras da vegetação ou de parcelas e são empregados quando se objetiva determinar padrões de distribuição de espécies ou tipos de vegetação, ou similaridades florísticas ou estruturais dentro e entre diferentes áreas (Kent & Coker 1992). No presente estudo foi aplicado o método aglomerativo (UPGMA) e divisivo (TWINSPAN) em matrizes com dados florísticos (presença x ausência) e estruturais (densidade).

As análises foram realizadas com a exclusão das espécies e parcelas com menos de 5 indivíduos e resultou na matriz de dados com 46 espécies e 35 parcelas.

3.2.1.2 - Análise de similaridade florística

A análise de similaridade florística entre parcelas foi feita através do índice de Sørensen, que considera o número de espécies arbóreas comuns, para expressar a semelhança entre parcelas (Kent & Coker 1992) segundo a fórmula:

$$CCs = [(2c / (a + b)) * 100] \quad (3.1)$$

onde:

a = número de espécies da parcela A;

b = número de espécies da parcela B;

c = número de espécies comuns às duas parcelas.

O índice de Czekanowski (Magurran 1998), também foi empregado para avaliar a semelhança florística entre as parcelas, porém utilizando dados da densidade das espécies. A análise foi realizada pelo programa MVSP (2004) e foram consideradas todas as espécies presentes na área.

Na literatura consta que índices de Sørensen maiores que 0,5 indicam elevada similaridade (Mwaura & Kaburu 2009). Entretanto, no presente estudo as interpretações foram realizadas com base na mediana geral para todos os valores e para a média de cada parcela, para ambos os índices. As comparações entre parcelas foram interpretadas como acima ou abaixo do valor mediano calculado.

3.2.1.3 - Análise de agrupamento

As composições florística e estrutural foram avaliadas pela análise de agrupamento com a associação das parcelas conduzida pelo método de média aritmética (UPGMA – *Unweighted Pair Groups Method Using Arithmetic Averages*) (Sneath & Sokal 1973). Para a análise florística foi usado o índice de similaridade de Sørensen (Magurran 1988). Para a análise que envolveu a densidade das espécies foi usada a distância de Sørensen (Bray-Curtis), que é calculada com base nas diferenças absolutas e nas somas das abundâncias de cada espécie em duas amostras e é fortemente influenciada pelas espécies dominantes (Valentim 2000).

Na avaliação da similaridade florística e estrutural utilizou-se uma terceira matriz, construída a partir do registro de intervenções antrópicas e presença de rochosidade nas parcelas, que configurou a variável categórica denominada “histórico”. Assim, o dendrograma apontou as ligações por similaridade e o histórico da parcelas conjuntamente.

As análises foram processadas no programa PC-ORD para Windows desenvolvido por Hill (1979), versão 5.0 (McCune & Mefford 1999).

3.2.1.4 - Análise divisiva

A análise por TWINSpan (*Two-way Indicator Species Analysis*) efetuou a classificação divisiva das espécies em função das parcelas e das parcelas em função da presença e densidade das espécies de forma independente de variáveis ambientais (Kent & Coker 1992). As divisões produzidas expressam a afinidade florística e estrutural entre as unidades amostrais.

A análise incluiu a matriz de densidade absoluta das espécies por parcelas, no entanto, foram excluídas as espécies e parcelas com número de indivíduos < 5, totalizando 46 espécies e 35 parcelas. Os níveis de corte para as falsas espécies foram 0; 2; 5; 10 e 20 cujos grupos gerados foram considerados com significado ecológico quando os autovalores foram iguais ou superiores a 0,3 (Gauch 1982). O método TWINSpan permite a identificação de padrões na distribuição das espécies, de difícil percepção no campo, e também interpretações de sua associação com o ambiente, desde que corroborados com as observações em campo (Kent & Coker 1992). A classificação foi processada no programa PC-ORD para Windows desenvolvido por Hill (1979), versão 5.0 (McCune & Mefford 1999).

3.2.2 - Análise de espécies indicadoras

Foi feita a análise de espécies indicadoras com o emprego da variável categórica do registro de uso do solo e presença de rochosidade nas parcelas. Estas foram classificadas de acordo com três tipos de habitats: preservado, com rochosidade e alterado. A análise empregou a densidade absoluta por parcela, de todas as espécies amostradas. Os grupos de espécies preferenciais por habitats foram indicados por valores indicadores (VI) avaliados pelo teste de Monte Carlo (95%) (Dufrêne & Legendre 1997). A análise foi realizada com o uso do programa PC-ORD for Windows versão 5.0 (McCune & Mefford 1999).

3.2.3 - Histórico e altitude das parcelas

Durante o levantamento fitossociológico foi registrada a condição das parcelas quanto à preservação, alteração e presença de rochosidade. As alterações registradas foram desmatamento no passado (corte seletivo) e presença de capoeira (atividade agrícola).

A altitude de cada parcela foi tomada no início das mesmas, utilizando-se altímetro.

3.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 - Análise de similaridade

O índice de Sørensen mostrou baixa similaridade florística na área, com mediana de 0,36 entre parcelas (Tabela 3.1). A parcela 17 com média da similaridade de 0,47 foi a mais similar com as demais, enquanto que a parcela 2 (0,09) foi a mais distinta. As parcelas 1, 3, 5, 7, 11, 12, 13, 14, 15, 17, 21, 22, 25, 27, 29, 30, 31, 34 e 36 apresentaram similaridade média acima da média geral (0,37). Por outro lado, as parcelas 2, 4, 6, 8, 9, 10, 16, 18, 19, 20, 23, 24, 26, 28, 32, 33 e 35 apresentaram similaridade média abaixo da mediana geral (0,36).

Os índices de Sørensen variaram entre 0,0 e 0,76 em 1.260 comparações. Cerca de 45% dos índices foram menores que a mediana de 0,36. Apenas 254 (20,16%) dos índices foram maiores que 0,5, valor acima do qual a similaridade é considerada elevada na literatura (Mwaura & Kaburu 2009).

O índice de Czekanowski também indicou baixa similaridade estrutural entre as parcelas, com mediana 23,12 (Tabela 3.1). A parcela 17 com média da similaridade de 32,20 foi a mais similar com as demais, enquanto que a parcela 2 (2,74) foi a mais distinta, de forma semelhante ao observado pelo índice qualitativo de Sørensen. As parcelas 1, 3, 4, 7, 8, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 21, 25, 27, 29, 30, 31, 33, 34 e 36 apresentaram similaridade média acima da média geral (23,12). Por outro lado, as parcelas 2, 5, 6, 9, 10, 18, 19, 20, 22, 23, 24, 26, 28, 32 e 35 apresentaram similaridade média abaixo da mediana geral (23,12).

Os índices de Czekanowski variaram entre 0,0 a 68,85, sendo que dentre as 1.260 comparações, 698 (55,40%) foram maiores que a mediana, 1.192 (94,6%) foram menores

que 50% e apenas 68 (5,4%) foram maiores que 50%. Estes resultados indicaram a baixa similaridade florística e estrutural dentro da comunidade estudada.

As parcelas mais similares floristicamente foram 25, 30 e 31 (76,0%) onde ocorreram, exclusivamente, *Croton urticifolius* e *Calyptanthes* sp. Estruturalmente, a maior semelhança foi registrada entre as parcelas 12 e 36 (68,85%) que apresentaram elevada abundância para *Byrsonima nitidifolia*, *Eugenia ligustrina*, *Byrsonima* sp. e *Calisthene microphylla* e baixa representação para *Allophylus laevigatus*, *Maytenus disticophylla*, *Randia nitida* e *Zanthoxylum rhoifolium*, espécies com elevada abundância na comunidade como um todo.

Este mesmo padrão de menor semelhança estrutural, foi observado na vegetação do cerrado (Felfili & Silva Júnior 1993), evidenciando a formação de mosaicos florísticos em uma mesma fitofisionomia e a importância do parâmetro densidade, de forma complementar à diversidade florística (Felfili *et al.* 2004), para a seleção de áreas destinadas à proteção de comunidades no cerrado. Jaana *et al.* (2004) também registraram, na floresta amazônica peruana, diferenças florísticas locais mais pronunciadas com dados de abundância do que dados de presença-ausência.

No Pico do Jabre as diferenças estruturais foram mais pronunciadas que as diferenças florísticas e o padrão de comportamento das parcelas com valores acima e abaixo da mediana se manteve na comparação pelos dois índices para a maioria das parcelas, exceto pelas parcelas 4, 5, 8, 16, 22 e 33.

Tabela 3.1: Comparação pelo Índice de similaridade de Sørensen e de Czekanowski (abundância), valores médios e mediana, entre as 36 parcelas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

		ÍNDICE DE CZEKANOWSKI																																					
Média	30,89	3,61	29,48	24,08	19,88	20,92	28,61	27,21	15,67	22,51	25,08	27,26	28,53	28,42	27,36	28,71	32,20	19,39	17,34	9,90	31,72	20,31	13,88	15,74	29,22	7,48	28,29	13,60	29,98	25,49	26,05	19,21	23,47	26,59	22,37	31,77			
	↑	↓	↑	↑	↓	↓	↑	↑	↓	↓	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↓	↓	↓	↑	↓	↓	↓	↑	↓	↑	↓	↑	↑	↑	↓	↑	↑	↓	↑	↑	↓	↑	23,12
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P26	P27	P28	P29	P30	P31	P32	P33	P34	P35	P36			
P1	1	2,74	44,04	44,30	26,20	44,44	35,79	50,94	21,57	33,33	35,37	35,44	42,62	44,04	31,48	45,46	43,14	28,81	19,15	10,00	56,14	22,45	6,74	13,33	38,71	3,03	45,26	11,77	42,48	15,39	31,34	14,74	28,57	36,26	26,26	49,66			
P2	0,08	1	0,00	4,08	1,12	7,02	4,55	7,27	11,77	7,84	0,00	1,87	2,82	0,00	10,53	3,39	3,92	2,99	4,65	13,79	0,00	4,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,77	0,00	3,77	0,00	4,55	0,00	7,63	0,00	4,08			
P3	0,42	0,00	1	17,91	14,95	36,56	40,00	30,77	25,29	52,87	40,27	16,78	28,04	46,81	38,71	27,37	48,28	38,84	20,25	12,31	26,26	33,74	24,32	22,86	51,38	11,77	26,23	8,57	30,61	38,20	52,10	22,50	32,99	25,15	15,30	29,85			
P4	0,53	0,13	0,32	1	48,03	27,07	13,33	47,33	14,17	11,02	19,05	57,92	38,10	22,39	15,04	50,37	23,62	15,39	11,77	7,62	41,73	6,50	3,51	1,38	18,79	2,20	44,44	12,73	34,78	10,85	15,09	8,33	13,14	46,38	31,39	63,22			
P5	0,52	0,12	0,46	0,44	1	13,15	20,00	33,18	5,80	8,70	22,31	63,88	27,31	22,43	21,60	36,28	18,36	4,48	4,02	3,24	30,14	3,94	0,00	0,89	17,47	1,17	31,41	5,26	27,52	12,44	15,06	11,00	20,28	34,84	38,28	51,18			
P6	0,44	0,18	0,39	0,43	0,35	1	40,51	28,89	27,91	27,91	12,16	21,13	28,30	40,86	21,74	17,02	23,26	31,37	7,69	18,75	24,49	19,51	8,22	17,31	12,96	4,00	18,18	11,59	16,50	11,36	11,86	5,06	18,75	26,51	18,68	31,58			
P7	0,44	0,11	0,59	0,25	0,48	0,47	1	25,97	21,92	35,62	25,19	35,66	32,26	40,00	45,57	29,63	49,32	20,23	21,54	7,84	44,71	28,99	13,33	19,78	40,00	16,22	24,07	14,29	35,71	29,33	32,38	24,24	31,33	33,99	29,59	38,33			
P8	0,44	0,22	0,44	0,42	0,72	0,33	0,39	1	16,67	21,43	30,14	47,14	55,77	30,77	28,89	56,52	33,33	18,00	10,53	12,90	50,00	12,50	2,82	3,92	24,53	4,17	50,42	8,96	42,11	11,63	15,52	10,39	21,28	32,93	28,89	45,80			
P9	0,38	0,17	0,31	0,41	0,27	0,46	0,39	0,32	1	30,00	8,45	7,35	8,00	18,39	18,61	13,64	17,50	20,83	22,22	27,59	8,70	18,42	17,91	14,29	15,69	13,64	13,91	19,05	4,40	17,07	12,50	2,74	8,89	13,75	7,96	22,05			
P10	0,40	0,19	0,60	0,37	0,36	0,42	0,48	0,48	0,35	1	29,58	13,24	22,00	34,48	20,93	18,18	35,00	20,83	11,11	6,90	23,91	28,95	23,88	20,41	27,45	13,64	20,87	9,52	24,18	24,39	35,71	19,18	26,67	20,00	12,50	15,75			
P11	0,41	0,00	0,69	0,23	0,52	0,25	0,50	0,50	0,18	0,45	1	26,26	33,33	30,87	24,32	32,00	40,85	27,85	17,91	1,67	33,77	18,84	23,26	36,25	42,68	3,77	28,25	4,80	40,52	29,17	36,78	19,26	22,37	27,03	26,05	27,51			
P12	0,49	0,11	0,43	0,32	0,69	0,39	0,59	0,67	0,25	0,40	0,55	1	43,59	29,37	32,39	52,78	29,41	6,58	7,81	3,51	45,95	9,09	1,63	2,60	25,32	4,00	42,11	5,04	36,74	17,39	19,05	15,50	28,77	49,07	50,86	68,85			
P13	0,41	0,10	0,55	0,39	0,44	0,38	0,50	0,57	0,18	0,45	0,53	0,62	1	29,91	33,96	61,11	48,00	17,24	15,22	5,13	53,57	22,92	11,49	16,95	29,51	9,38	42,96	4,82	45,05	19,61	21,21	17,20	18,18	36,67	32,65	43,54			
P14	0,56	0,00	0,65	0,36	0,48	0,35	0,47	0,47	0,34	0,49	0,69	0,58	0,63	1	49,46	29,47	45,98	27,18	12,66	9,23	40,40	21,69	8,11	13,33	34,86	7,84	21,31	8,57	32,65	42,70	36,98	40,00	45,36	20,36	21,86	34,33			
P15	0,46	0,24	0,53	0,26	0,44	0,27	0,55	0,42	0,37	0,39	0,46	0,47	0,51	0,54	1	27,66	41,86	25,49	17,95	9,38	32,65	21,95	5,48	7,69	44,44	8,00	24,79	17,39	30,93	45,46	40,68	40,51	43,75	18,07	24,18	36,09			
P16	0,41	0,13	0,50	0,38	0,46	0,30	0,44	0,44	0,36	0,31	0,40	0,50	0,56	0,44	0,40	1	54,55	5,77	7,50	6,06	56,00	11,91	5,33	3,77	27,27	3,85	53,66	2,82	50,51	17,78	21,67	17,28	20,41	44,05	39,13	54,82			
P17	0,59	0,10	0,69	0,39	0,37	0,38	0,64	0,36	0,36	0,45	0,60	0,55	0,60	0,63	0,57	0,64	1	25,00	30,56	6,90	43,48	28,95	17,91	18,37	49,02	13,64	43,48	9,52	52,75	34,15	37,50	38,36	31,11	30,00	23,86	36,22			
P18	0,24	0,11	0,50	0,24	0,15	0,32	0,44	0,37	0,31	0,33	0,35	0,29	0,55	0,32	0,59	0,25	0,48	1	43,18	16,22	7,41	34,78	24,10	42,11	28,81	13,33	15,27	7,60	7,48	22,45	17,19	15,73	13,21	13,64	5,21	13,99			
P19	0,41	0,13	0,33	0,48	0,27	0,15	0,44	0,26	0,36	0,23	0,24	0,33	0,40	0,30	0,40	0,30	0,48	0,50	1	16,00	14,29	23,53	16,95	37,78	34,04	16,67	28,04	21,82	16,87	21,62	15,39	15,39	12,20	11,84	3,57	15,13			
P20	0,14	0,29	0,17	0,20	0,10	0,31	0,18	0,18	0,22	0,16	0,08	0,09	0,17	0,08	0,14	0,21	0,17	0,35	0,32	1	2,86	22,22	17,78	15,79	2,50	18,18	6,45	19,51	5,80	10,00	4,44	3,92	5,88	5,80	2,60	7,62			
P21	0,52	0,00	0,46	0,44	0,33	0,41	0,56	0,24	0,27	0,36	0,52	0,39	0,37	0,62	0,31	0,27	0,52	0,23	0,36	0,10	1	22,73	7,60	10,91	42,11	0,00	50,39	10,67	60,19	36,17	32,26	23,53	39,22	44,19	40,43	53,24			
P22	0,31	0,11	0,52	0,33	0,24	0,40	0,46	0,39	0,32	0,35	0,50	0,37	0,57	0,40	0,42	0,35	0,50	0,59	0,44	0,36	0,32	1	34,92	46,81	20,41	15,00	9,01	27,12	13,79	25,64	16,67	20,29	18,61	19,23	9,30	16,26			
P23	0,21	0,00	0,33	0,19	0,00	0,22	0,26	0,09	0,29	0,31	0,32	0,08	0,24	0,22	0,13	0,20	0,32	0,33	0,30	0,42	0,27	0,52	1	42,35	13,48	12,90	5,88	24,00	10,26	31,88	22,22	6,67	12,99	13,61	7,36	7,02			
P24	0,22	0,00	0,36	0,11	0,10	0,32	0,48	0,19	0,31	0,25	0,26	0,18	0,44	0,32	0,29	0,22	0,44	0,55	0,44	0,47	0,30	0,57	0,56	1	25,00	9,68	10,53	19,75	5,51	20,00	15,39	2,20	9,26	12,36	4,12	8,28			
P25	0,36	0,00	0,71	0,32	0,46	0,19	0,52	0,37	0,25	0,40	0,69	0,43	0,41	0,58	0,59	0,42	0,69	0,43	0,42	0,09	0,54	0,37	0,25	0,27	1	6,06	32,12	14,12	42,48	55,77	53,73	37,90	30,36	27,47	25,25	30,87			
P26	0,09	0,00	0,24	0,14	0,13	0,10	0,25	0,13	0,19	0,21	0,11	0,24	0,22	0,20	0,17	0,15	0,22	0,35	0,31	0,33	0,00	0,25	0,15	0,36	0,12	1	5,06	14,82	3,64	8,70	5,26	0,00	0,00	4,84	2,86	4,40			

P27	0,61	0,00	0,52	0,50	0,62	0,35	0,47	0,47	0,34	0,36	0,44	0,58	0,38	0,41	0,43	0,37	0,63	0,32	0,52	0,15	0,41	0,33	0,22	0,24	0,65	0,20	1	14,29	61,91	17,09	38,10	22,22	27,20	35,90	31,28	48,15			
P28	0,33	0,25	0,16	0,36	0,44	0,29	0,25	0,25	0,35	0,15	0,15	0,24	0,08	0,21	0,39	0,10	0,15	0,16	0,29	0,20	0,17	0,17	0,38	0,21	0,24	0,14	0,36	1	24,32	27,69	18,95	10,71	21,92	12,59	8,81	10,91			
P29	0,42	0,00	0,57	0,32	0,62	0,26	0,59	0,37	0,13	0,33	0,69	0,57	0,48	0,52	0,47	0,42	0,55	0,29	0,42	0,17	0,54	0,37	0,33	0,27	0,71	0,12	0,65	0,40	1	36,56	39,02	33,33	33,66	37,43	32,09	37,68			
P30	0,35	0,10	0,55	0,39	0,37	0,31	0,36	0,36	0,30	0,32	0,60	0,35	0,40	0,56	0,51	0,40	0,53	0,35	0,40	0,25	0,52	0,43	0,40	0,35	0,76	0,11	0,50	0,46	0,69	1	49,12	45,33	39,13	23,46	19,10	21,71			
P31	0,47	0,00	0,62	0,31	0,37	0,19	0,50	0,29	0,24	0,39	0,67	0,35	0,40	0,63	0,57	0,32	0,60	0,41	0,48	0,17	0,59	0,43	0,40	0,35	0,76	0,11	0,50	0,39	0,69	0,73	1	43,81	39,34	19,79	19,23	26,42			
P32	0,32	0,12	0,39	0,26	0,25	0,14	0,24	0,32	0,07	0,21	0,44	0,31	0,44	0,35	0,50	0,27	0,44	0,39	0,36	0,10	0,25	0,40	0,18	0,10	0,54	0,00	0,35	0,09	0,39	0,52	0,52	1	38,55	11,77	11,83	18,33			
P33	0,55	0,00	0,43	0,32	0,39	0,26	0,30	0,44	0,25	0,27	0,41	0,29	0,35	0,39	0,41	0,25	0,35	0,43	0,25	0,17	0,46	0,37	0,33	0,27	0,43	0,00	0,39	0,40	0,43	0,48	0,55	0,39	1	16,47	22,58	29,20			
P34	0,50	0,08	0,46	0,44	0,36	0,47	0,59	0,24	0,31	0,38	0,44	0,46	0,39	0,47	0,39	0,39	0,56	0,29	0,39	0,13	0,49	0,47	0,32	0,28	0,46	0,17	0,42	0,31	0,51	0,44	0,44	0,30	0,29	1	58,59	58,94			
P35	0,38	0,00	0,44	0,21	0,47	0,46	0,52	0,32	0,22	0,35	0,49	0,56	0,36	0,46	0,37	0,29	0,42	0,19	0,14	0,07	0,47	0,32	0,21	0,15	0,44	0,10	0,40	0,35	0,56	0,36	0,42	0,20	0,44	0,67	1	51,12			
P36	0,67	0,08	0,53	0,52	0,44	0,54	0,61	0,30	0,47	0,33	0,40	0,41	0,40	0,49	0,45	0,40	0,63	0,35	0,53	0,14	0,44	0,49	0,27	0,36	0,47	0,17	0,60	0,39	0,47	0,40	0,51	0,31	0,29	0,73	0,53	1			
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P26	P27	P28	P29	P30	P31	P32	P33	P34	P35	P36			
	↑	↓	↑	↓	↑	↓	↑	=	↓	↓	↑	↑	↑	↑	↑	↓	↑	↓	↓	↓	↑	↑	↓	↓	↑	↓	↑	↓	↑	↑	↑	↓	↓	↑	↓	↑	↓	↑	0,36
Média	0,40	0,09	0,45	0,33	0,38	0,33	0,44	0,36	0,29	0,35	0,42	0,40	0,41	0,43	0,41	0,35	0,47	0,35	0,35	0,20	0,37	0,39	0,27	0,30	0,44	0,17	0,42	0,26	0,44	0,43	0,44	0,30	0,34	0,40	0,35	0,43			

ÍNDICE DE SØRENSEN

3.3.2 - Análise de agrupamento

As variações florísticas e estruturais entre as parcelas foram avaliadas por análise de grupamento, representadas nos dendrogramas para as diferenças florísticas e de abundância entre as parcelas (Figura 3.1 (a) e (b)).

A análise e interpretação do dendrograma confirmam a heterogeneidade ambiental indicada pelos baixos índices de similaridade. A formação de muitos subgrupos em níveis de baixa similaridade caracteriza as diferenças florísticas e estruturais registradas na área. Em níveis abaixo de 25% de similaridade há a formação de dois grupos: o que incluiu as parcelas mais preservadas, e o grupo de parcelas sujeitas a alterações ou com presença de rochosidade, daqui por diante denominadas de comunidade PP e comunidade PAR, respectivamente.

Os agrupamentos com base florística e estrutural foram semelhantes. No entanto, houve maior semelhança florística que estrutural entre as parcelas, corroborando a análise da similaridade com base nos índices de Sørensen e Czekanowski. A comunidade PP incluiu o subgrupo de maior similaridade florística e estrutural, composto unicamente por parcelas sem sinais recentes de alterações (Figura 3.1 (a)). A similaridade entre parcelas diminuiu à medida que foram registradas alterações ou presença de rochosidade (Figura 3.1 (b)).

Na comunidade (PP) os 1.745 indivíduos (média de 67,11 por parcelas) responderam por 85,1% do total e as 58 espécies (90,6% do total) resultaram em estimativa da densidade de 1.342,3 ind.ha⁻¹, maior que 1.148 ind.ha⁻¹ para a comunidade como um todo, apresentou, assim, dossel mais fechado. Por outro lado, na comunidade PAR ocorreram 305 indivíduos (média de 33,9 por parcela) que corresponderam a 14,8% do total, com densidade de 677,78 ind.ha⁻¹ e 42 espécies (65,62% do total). A menor densidade arbórea resultou em estrutura da vegetação mais aberta e com maior penetração de luz em PAR.

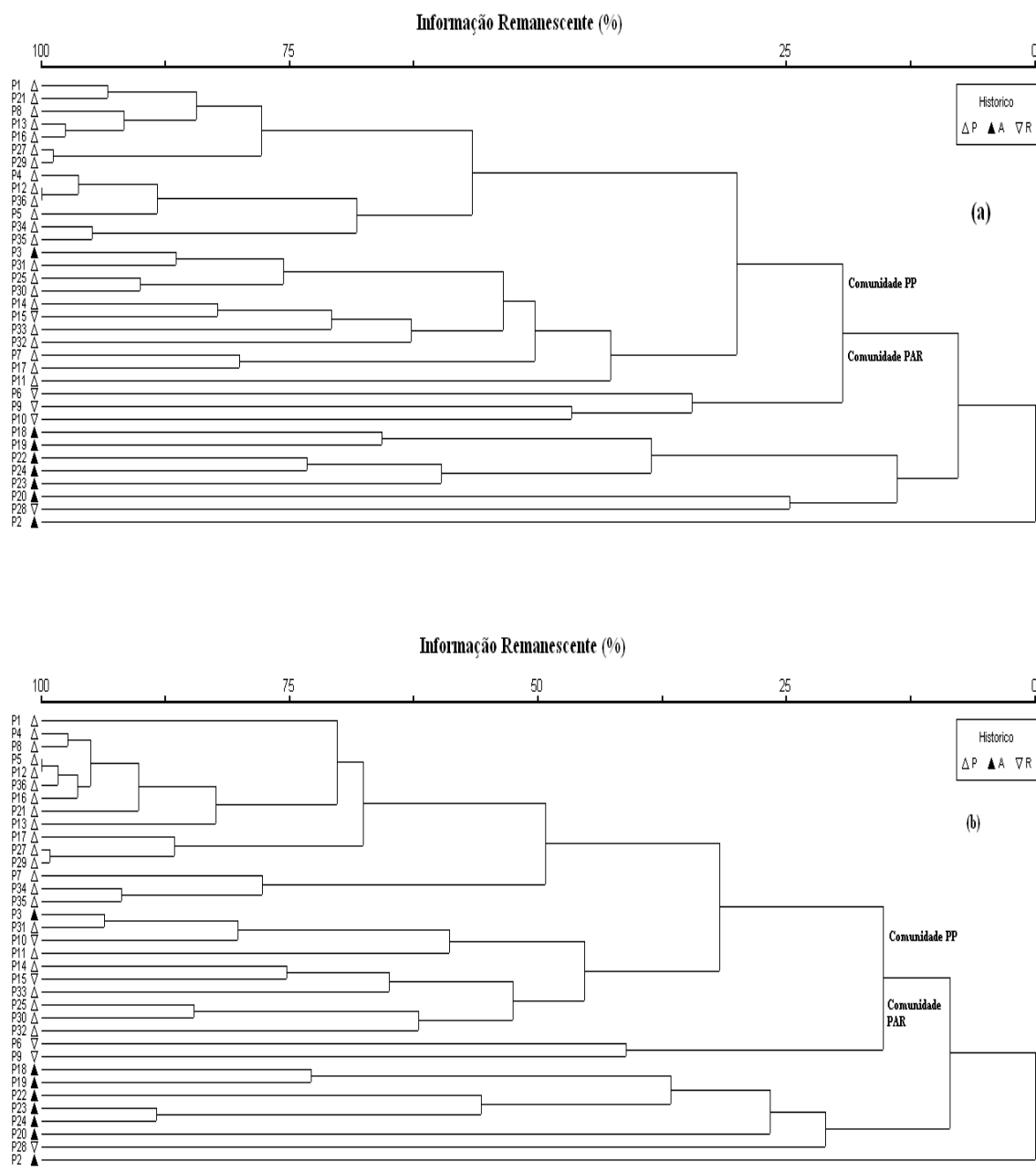


Figura 3.1: Agrupamentos (UPGMA) das parcelas amostradas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre utilizando o índice de Sørensen (a) e a distância e Sørensen (Bray-Curtis) (b), com base nas 46 espécies e 35 parcelas. (P=parcelas preservadas; A=parcelas alteradas e R=parcelas com rochosidade).

Analisando a composição das espécies nas duas comunidades identificadas na área é possível verificar que *Erythroxylum mucronatum*, *Maytenus disticophylla* e *Byrsonima* sp., *Myrcia tomentosa*, *Campomanesia eugenioides*, *Bowdichia virgilioides*, *Acnistus arborescens*, *Roupala montana*, *Handroanthus impetiginosus*, *Physalis pubescens*, *Andira* sp, *Caliptranthes* sp., Batinga branca (Myrtaceae) só ocorreram no grupo PP.

As duas primeiras espécies são preferenciais de Florestas Ombrófilas Montanas no Nordeste (Ferraz *et al.* 2004) e o gênero *Byrsonima* é indicador de áreas úmidas ou montanhosas (Rodal *et al.* 2008 a). *Eugenia ligustrina* é preferencial de Florestas Ombrófilas no Nordeste (Ferraz *et al.* 2004) e *Myrciaria floribunda* é considerada indicadora de florestas em estágio sucessional avançado (Lopes *et al.* 2002) e com ampla distribuição nas várias fitofisionomias na Mata Atlântica no Sudeste (Oliviera-Filho & Fontes 2000).

Allophylus laevigatus, *Randia nitida*, *Sapium* sp., e *Syagrus oleracea* foram espécies abundantes no grupo PAR, que também incluiu todos os indivíduos de *Myracrodruon urundeuva* e *Piptadenia stipulacea*. À exceção de *S. oleracea*, as demais apresentam importância estrutural na vegetação caducifólia espinhosa da Caatinga (Nascimento *et al.* 2003) e nas florestas decíduas do Brasil Central e Sudeste (Carvalho 2009; Haidar 2008; Souza *et al.* 2007 a). *Allophylus laevigatus* e *Randia nitida* têm registro em áreas de transição entre Caatinga e Florestas Montanas no Nordeste (Pereira *et al.* 2002).

As parcelas sujeitas aos distúrbios locais, com intensidade e duração distintos, possivelmente estão em diferentes estádios na sucessão. Provavelmente estas parcelas foram colonizadas por espécies oportunistas, que se desenvolvem bem em fases iniciais da sucessão, e não houve tempo suficiente para a recuperação da estrutura de abundância originais na mata. As parcelas com rochoso apresentaram baixa densidade devido a restrição de espaço para o enraizamento e o crescimento de árvores.

No dendrograma da comparação estrutural (Figura 1b) também foi possível identificar as duas comunidades PP e PAR. Estas apresentaram diferenças florísticas e estruturais que resultaram nos baixos índices de similaridade anotados. O grande número de subdivisões nos dendrogramas sugere que outros fatores ambientais, aqui não detectados, aparentemente interferem na composição florística e estrutura da área amostrada na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre.

Os resultados mostraram a alta diversidade beta na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, em parte produto da variação de altitude (Figura 3.2) que condiciona a elevada heterogeneidade local e, em parte, resultado do histórico de uso e rochoso presente na área. Mwaura & Kaburu (2009) encontraram comportamento

semelhante em região árida e semi-árida do Quênia e atribuíram a alta variabilidade na diversidade às condições de microambientes e aos fatores históricos, principalmente uso da terra.

A vegetação em estudo está protegida em Unidade de Conservação estadual, não completamente implementada, há 17 anos. Ali foram encontrados sinais de exploração madeireira e de atividade de caça. Estas atividades indicam a necessidade de administração e fiscalização na área para a preservação da diversidade de habitats e as associações de espécies ali reportadas.



Figura 3.2: Aspecto da variação altitudinal na área da vegetação arbórea amostrada na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

3.3.3 - Análise divisiva

A análise pelo TWINSpan corroborou o padrão da classificação para parcelas apontado pela UPGMA, especialmente para a separação com base nas abundâncias das

espécies e, adicionalmente, incluiu as espécies indicadoras e preferenciais a cada grupo (Figura 3.3).

A análise florística (presença/ausência) não resultou em qualquer divisão que merecesse interpretação do seu significado ecológico (autovalor > 0,3). O baixo nível de similaridade florística entre parcelas não permitiu a formação de grupos consistentes.

A análise com os dados de densidade de pseudoespécies permitiu interpretação apenas para a primeira divisão (autovalor 0,307) (Figura 3.3). Tal qual a UPGMA foram evidenciados as comunidades PP de parcelas preservadas, e PAR de parcelas alteradas ou com rochosidade.

Na comunidade PP as espécies indicadoras foram *Byrsonima nitidifolia*, *Byrsonima* sp. e *Maytenus disticophylla*. Estas são espécies/gêneros típicas de ambiente de mata (Rodal *et al.* 2008a; Ferraz *et al.* 2004) e foram observadas em estádios mais avançados na sucessão. *Maytenus disticophylla* é secundária tardia (Guaratini *et al.* 2008; Lopes *et al.* 2008 b) de dispersão zoocórica com sementes ariladas. *Byrsonima nitidifolia* é intolerante à sombra e tal qual *Byrsonima* sp. apresenta frutos carnosos de dispersão zoocórica. As três espécies ocorreram em poucos levantamentos realizados no Nordeste. Segundo Rodal *et al.* (2008 a) os gêneros *Maytenus* e *Byrsonima* são considerados como indicadores de florestas úmidas na região Nordeste.

As espécies preferenciais na comunidade PP são típicas da Floresta Ombrófila Montana e Floresta Estacional Semidecidual: *Eugenia ligustrina*, *Erythroxylum mucronatum* e *Myrciaria floribunda*. Na comunidade PAR não houve espécies indicadoras e apresentou as espécies preferenciais *Myracrodruon urundeuva* e *Sapium* sp., comumente encontradas na Caatinga (Nascimento *et al.* 2003) e Florestas Decíduas no Centro-Oeste (Felfili *et al.* 2007).

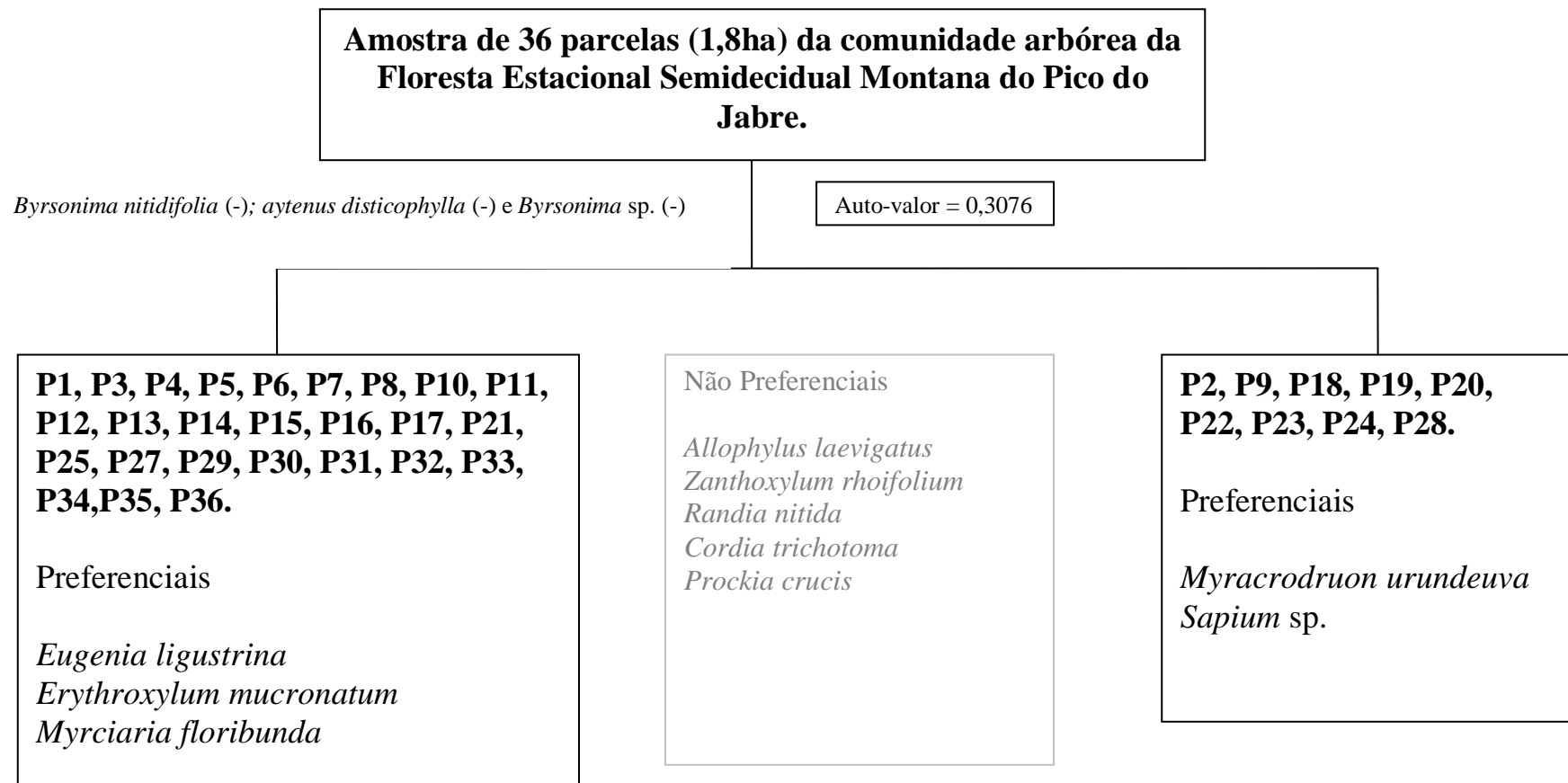


Figura 3.3: Classificação por TWINSpan para 36 parcelas (10 x 50 m), com base na abundância das 46 espécies ($N \geq 5$) e 35 parcelas amostradas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB

As espécies não preferenciais de ampla distribuição na área foram: *Allophylus laevigatus*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Randia nitida*, *Prockia crucis* e *Cordia trichotoma*. Estas têm sido amostradas em Florestas Estacionais Semidecíduais e Ombrófilas Montanas no Nordeste (Rodal *et al.* 2008; Pereira & Alves 2006; Marangon *et al.* 2003.; Moura & Sampaio 2001) e em outras regiões do Brasil (Silva *et al.* 2007; Almeida & Machado 2007; Rondon Neto *et al.* 2002; Rodrigues & Araújo 1997) . A aptidão destas espécies para uso em programas de reflorestamento e recuperação ambiental na área foi interpretada com base na sua ampla distribuição e por ocuparem as 6^a, 7^a, 8^a, 9^a e 16^a posições em valor de importância (IVI) na comunidade, respectivamente.

Z. rhoifolium, ocorre em ambientes diversos, desde terrenos de várzea até montanhosos e é comum em áreas com vegetação secundárias (Pirani 1989) e em quase todos os fragmentos de Floresta Estacional Decídua (Almeida & Machado 2007), com ampla distribuição pelo continente (Rodrigues & Araújo 1997). Ferraz *et al.* (2004) apontam a espécie como indicadora de Florestas Ombrófilas Montanas no Nordeste. Mas, para Rodal *et al.* (2008) o gênero é preferencial de áreas mais secas e montanhosas na região.

Os resultados evidenciaram a diversidade de espécies na comunidade, provavelmente resultado do histórico de uso (Clark *et al.* 1995; Guarigata *et al.* 1997) e da interação de fatores bióticos e abióticos que definiram as características florísticas e estruturais na vegetação. Alguns destes fatores serão abordados a seguir.

A área amostrada na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre apresentou variação altitudinal de 225 m. Em Pernambuco o gradiente de altitude em Floresta Estacional Semidecidual Montana na região semi-árida, provocou diferenças florísticas e estruturais entre sítios, mesmo com pequena distância entre os mesmos (Ferraz *et al.* 2003). Os autores constataram que a fisionomia mudou gradativamente ao longo do gradiente, de vegetação espinhosa decídua e não florestal a vegetação florestal espinhosa decídua e por fim, nas maiores altitudes ocorreu vegetação florestal, não espinhosa e semidecídua, com mudança concomitante na composição e abundância de espécies.

Amorim *et al.* (2005) encontrou comportamento semelhante em fragmento florestal no sudeste da Bahia onde cotas inferiores de altitude abrigaram espécies características de

florestas estacionais, enquanto nas superiores ocorriam espécies características de florestas ombrófilas.

Em regiões montanhosas as alterações antrópicas parecem ter relação direta com a altitude, por influenciar a facilidade de acesso às áreas, com locais de cotas inferiores normalmente apresentando-se mais alteradas (Silva *et al.* 2008). Na área estudada a comunidade de parcelas mais similar (PP) ocorreu em altitude acima de 1.050 m. A comunidade mais dissimilar (PAR) ocorreu com 59% das suas parcelas abaixo dos 1.050 m de altitude (Tabela 3.2). O antropismo, fator condicionante na separação das comunidades, ocorreu principalmente nas áreas mais baixas, provavelmente pelo mais fácil acesso e/ou pela maior disponibilidade de solos e maior possibilidade de cultivos agrícolas nas bases das montanhas. Em PAR foram registradas atividades como agricultura (presença de clareira não natural), desmatamento e extração seletiva de madeira (parcelas 2, 18, 19, 20, 22, 23, 24 e 26) e presença de rochosidade (parcelas 9 e 28), e agricultura e rochosidade (parcela 20).

Outras florestas tropicais foram também avaliadas em função das atividades humanas recentes e apresentaram os seguintes resultados: Rendón-Carmona *et al.* (2009) considerou que a aplicação de cortes seletivos por anos contínuos, alterou os padrões de densidade, área basal e número de troncos em comunidades florestais. O corte seletivo pode afetar composição de espécies (Silva *et al.* 1995) ou não (Vilela *et al.* 2006), mas há evidências de mudanças na estrutura da vegetação (Vilela *et al.* 2006; Silva *et al.* 1995). Os estudos de Elias & Dias (2009) em regiões montanhosas de Portugal, sugerem que a ocorrência de distúrbios leva ao surgimento de vegetação com estruturas diferentes daquelas inalteradas. Para Mwaura & Kaburu (2009) utilizar recursos de forma não planejada em ambientes secos, causa mudanças negativas na composição florística lenhosa como a invasão de espécies em condições de competição tal que se tornam dominantes ecológicas e geram perda de diversidade e redução na disponibilidade de recursos.

Tabela 3.2: Altitude, latitude, longitude, aspecto, % de umidade do solo, ângulo de inclinação, histórico de uso, número de espécies e indivíduos, H', J e área basal nas 36 parcelas amostradas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. (N=Norte; S=Sul; L=Leste)

Parcela	Altitude (m)	Latitude Sul	Longitude Oeste	Aspecto	Ângulo de inclinação**	% Umidade no solo	Condição da parcela	Espécies	Indivíduos	H'	J	Área basal
1	1085	7° 15' 5,76"	37° 22' 57,84"	N	-20	11,38	Preservada	19	62	2,38	0,81	16677,29
2	1056	7° 15' 2,82"	37° 22' 58,25"	N	-47	10,10	Grande capoeira	5	11	1,29	0,80	461,07
3	1021	7° 15' 2,64"	37° 22' 58,62"	N	-18	12,15	Pequena capoeira	14	47	2,44	0,92	18380,72
4	1097	7° 15' 6,6"	37° 22' 57,96"	S	1	12,08	Preservada	11	87	1,48	0,62	21462,36
5	1106	7° 15' 5,94"	37° 22' 52,08"	N	-6	19,09	Preservada	12	167	1,35	0,54	18737,23
6	1109	7° 15' 3,12"	37° 22' 51,54"	N	-39	18,71	Afloramento rochoso	17	46	2,46	0,87	16528,16
7	1075	7° 15' 0,86"	37° 22' 51"	N	-50	8,08	Preservada	13	33	2,33	0,91	43490,36
8	1062	7° 15' 7,74"	37° 22' 51,9"	S	-67	27,15	Preservada	13	44	1,83	0,71	7456,65
9	1023	7° 15' 10,74"	37° 22' 51,66"	S	-40	16,55	Preservada, c/ rochas	18	40	2,73	0,94	37632,19
10	988	7° 15' 13,98"	37° 22' 51,66"	S	-53	11,13	Preservada, c/ rochas	16	40	2,56	0,92	21379,76
11	891	7° 15' 22,38"	37° 22' 50,04"	S	-31	12,46	Preservada	15	102	2,13	0,79	22108,93
12	1089	7° 15' 2,64"	37° 22' 49,26"	L	-50	8,66	Preservada	14	96	1,81	0,68	32332,49
13	1046	7° 15' 3,24"	37° 22' 45,96"	L	-4	18,38	Preservada	15	60	2,12	0,783	17147,35
14	1031	7° 15' 2,1"	37° 22' 43,14"	L	-14	16,26	Preservada	17	47	2,53	0,89	38293,95
15	1024	7° 15' 3,9"	37° 22' 40,92"	L	18	9,98	Preservada c/ rochas	20	46	2,64	0,88	17488,90
16	1049	7° 15' 3,96"	37° 22' 36,54"	L	23	16,13	Preservada (clareira natural).	10	48	1,53	0,66	10837,74
17	1060	7° 15' 4,2"	37° 22' 31,62"	L	9	10,79	Preservada	15	40	2,43	0,89	18450,04
18	1050	7° 15' 4,44"	37° 22' 29,68"	L	-31	7,31	Desmatada no passado	14	56	2,22	0,84	10032,89
19	940	7° 15' 59,4"	37° 22' 49,2"	L	-20	13,72	Desmatada no passado	10	32	1,94	0,84	14021,15
20	1041	7° 15' 59,82"	37° 22' 46"	L	31	9,04	Desmatada no passado, c/ rochas.	9	18	1,93	0,88	3288,94
21	1059	7° 15' 0,36"	37° 22' 42,48"	L	0	14,04	Preservada	12	52	1,89	0,76	52938,04
22	1051	7° 15' 0,6"	37° 22' 39,64"	L	1	12,69	Capoeira	13	36	2,28	0,89	7671,83
23	1055	7° 15' 0,54"	37° 22' 36,42"	L	-6	8,33	Desmatada no passado e capoeira	10	27	1,89	0,82	8093,03
24	1043	7° 15' 0,66"	37° 22' 33,54"	L	-40	11,19	Desmatada no passado	8	58	1,87	0,90	5302,09
25	1027	7° 14' 56,7"	37° 22' 49,38"	L	-2	8,44	Preservada	14	62	2,43	0,92	17755,25
26	1048	7° 14' 57,36"	37° 22' 46,26"	L	3	9,72	Desmatada no passado	3	4	1,04	0,95	2011,24
27	1062	7° 14' 59,04"	37° 22' 43,68"	L	3	7,75	Preservada	17	75	2,11	0,74	19986,36

Tabela 2: continua

Parcela	Altitude (m)	Latitude Sul	Longitude Oeste	Aspecto	Ângulo de inclinação**	% Umidade no solo	Condição da parcela	Espécies	Indivíduos	H'	J	Área basal
28	1061	7° 14' 59,16"	37° 22' 43,5"	L	3	13,71	Grande afloram rochoso	11	23	2,20	0,92	4905,00
29	1067	7° 14' 59,22"	37° 22' 40,74"	L	-3	8,63	Preservada	14	51	2,20	0,84	36537,04
30	1065	7° 14' 59,82"	37° 22' 38,16"	L	23	9,21	Preservada	15	42	2,43	0,89	28237,27
31	986	7° 15' 0,66"	37° 22' 33,54"	L	32	7,39	Preservada	15	72	2,16	0,79	13761,97
32	1035	7° 14' 54,12"	37° 22' 45,48"	L	43	8,48	Preservada	12	33	2,20	0,89	22688,49
33	1063	7° 14' 54,6"	37° 22' 42,18"	L	15	11,42	Preservada	14	50	2,26	0,86	23709,15
34	1107	7° 15' 6,48"	37° 22' 58,03"	Topo	-13	27,74	Preservada	21	120	2,6	0,854	27849,33
35	1116	7° 15' 6,18"	37° 22' 53,16"	Topo	9	44,94	Preservada	18	136	2,09	0,724	38123,10
36	1107	7° 15' 4,74"	37° 22' 51,6"	Topo	12	23,97	Preservada	20	87	2,07	0,693	31554,30

As diferenças na composição florística e diversidade, assim como na organização estrutural na comunidade estudada aparentemente são produto do histórico de intervenções antrópicas na área (Elias & Dias 2009; Mwaura & Kaburu 2009; Rendón-Carmona *et al.* 2009; Vilela *et al.* 2006; Silva *et al.* 1995). Desta forma, as duas comunidades anotadas representam diferentes fases na sucessão florestal, PP representa a floresta mais madura e PAR a floresta secundária. É comum, após intervenções antrópicas, a mais rápida recuperação da riqueza e a mais tardia recuperação da composição em espécies e estrutura da floresta madura (Turner *et al.* 1997; Marin-Spiotta *et al.* 2007). Em alguns casos, florestas com grande resiliência, recuperam mais rapidamente sua riqueza, composição e estrutura, mesmo após sujeitas a sistemas de cultivo (Justin & Guillaume 2008).

Para Guarigata & Ostertag (2001) a recuperação da vegetação após distúrbios depende da interação de fatores específicos de sítio e o uso da terra, tornando extremamente difícil prever a trajetória sucessional em locais sujeitos a alterações antropogênicas. Para os autores ainda não se pode estabelecer modelo determinístico de como a história e intensidade de uso da terra afetam a floresta tropical. No entanto, lançaram a hipótese de que existem sequências de eventos e processos, que ocorrem durante a sucessão secundária, independente da composição original de espécies. A colonização inicial progride e forma o dossel, seguem-se a recuperação da riqueza de espécies, o aumento em área basal e na biomassa e no final há o retorno da composição em espécies similar à encontrada na floresta madura.

As análises demonstram a influência das intervenções antrópicas e a presença de rochosidade nas variações florísticas e estruturais na vegetação amostrada na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre. Parcelas sob distúrbios ou com ocorrência de rochosidade foram agrupadas como resultado de suas características similares em composição florística e densidade de espécies.

Os resultados apresentados poderão servir de suporte para gerar hipóteses em trabalhos futuros em estudos de seleção de habitats por espécies em Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas sujeitas a alterações.

3.3.3.1 - Estrutura fitossociológica das comunidades formadas pela análise divisiva (PP e PAR).

Para melhor compreensão da composição de espécies e estrutura do componente arbóreo nas duas comunidades apresentadas na primeira divisão no TWINSpan, foi realizada a análise fitossociológica para as parcelas nas comunidades PP e PAR separadamente (Tabela 3.3).

Os parâmetros fitossociológicos reiteraram as diferenças entre as duas comunidades. Em PP estão presentes nove das dez espécies mais importantes na amostragem total, com mesma ordem em importância para as cinco primeiras espécies: *Byrsonima nitidifolia*, *Eugenia ligustrina*, *Calisthene microphylla*, *Maytenus disticophylla* e *Erythroxylum mucronatum*.

A comunidade PAR apresentou quatro coincidências dentre as 10 espécies mais importantes em IVI na amostragem total. Todas estas em posição de maior destaque em PAR que na avaliação geral. As espécies foram *Allophylus laevigatus* que avançou da 7ª para a 1ª posição; *Randia nitida* (8ª/2ª); *Zanthoxylum rhoifolium* (6ª/5ª) e *Prockia crucis* (9ª/8ª), todas em função da elevação da frequência e densidade relativas, à exceção de *Allophylus laevigatus*, que apresentou maior dominância.

Z. rhoifolium, *R. nitida*, *A. laevigatus* e *P. crucis* figuraram entre as mais importantes em ambas as comunidades. Apresentaram ampla distribuição e grande adaptação às variações nas condições ambientais. Estes resultados corroboram com a indicação destas espécies para projetos de recuperação da vegetação florestal no Parque Estadual do Pico do Jabre

É interessante ressaltar a pequena representação de Myrtaceae em PAR: apenas três indivíduos de *Campomanesia cf. viatoris*, quatro de *Myrcia sylvatica*, um de *Myrciaria floribunda* e dois de *Eugenia ligustrina*. Esta família esteve pouco representada em áreas mais secas no Nordeste, e quando presentes normalmente não têm importância estrutural (Rodal & Nascimento 2006), ocorrendo com riqueza maior em áreas mais altas e úmidas (Peixoto 1991-1992).

Tabela 3.3: Parâmetros fitossociológicos totais (T) e para as comunidades PP e PAR na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. DA – Densidade Absoluta, DRel – Densidade relativa, DoRel – Dominância Relativa, FRel – Frequência Relativa, IVI – Índice do Valor de Importância.

Espécies	DA			DRel			DoRel			FRel			IVI		
	T	PP	PAR	T	PP	PAR	T	PP	PAR	T	PP	PAR	T	PP	PAR
<i>Byrsonima nitidifolia</i>	537	533	4	26,2	30,54	1,31	14,5	16,53	0,71	5,87	6,36	3,98	46,57	53,44	5,98
<i>Eugenia ligustrina</i>	150	148	2	7,32	8,48	0,66	15,05	17,26	0,04	4,86	5,85	0,99	27,22	31,59	1,69
<i>Calisthene microphylla</i>	56	55	1	2,73	3,15	0,33	12,42	14,17	0,54	2,43	2,8	0,99	17,58	20,12	1,86
<i>Maytenus distichophylla</i>	86	86	-	4,2	4,93	-	7,26	8,33	-	4,05	5,09	-	15,5	18,35	-
<i>Erythroxyllum mucronatum</i>	40	40	-	1,95	2,29	-	9,13	10,48	-	2,83	3,56	-	13,92	16,33	-
<i>Allophylus laevigatus</i>	108	62	46	5,27	3,55	15,08	3,28	2,25	10,26	5,06	4,33	7,92	13,61	10,12	33,27
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	97	72	25	4,73	4,13	8,2	1,89	1,79	2,53	4,86	4,33	6,93	11,48	10,24	17,66
<i>Randia nitida</i>	95	58	37	4,63	3,32	12,13	1,97	1,12	7,75	4,05	3,56	5,94	10,66	8,01	25,82
<i>Prockia crucis</i>	59	45	14	2,88	2,58	4,59	1,18	0,74	4,13	4,05	4,07	3,96	8,11	7,39	12,68
<i>Capparis flexuosa</i>	70	66	4	3,41	3,78	1,31	0,71	0,66	0,99	3,85	4,07	2,97	7,97	8,52	5,27
<i>Byrsonima sp.</i>	61	61	-	2,98	3,5	-	0,71	0,82	-	4,25	5,34	-	7,94	9,66	-
<i>Pisonia tomentosa</i>	42	34	8	2,05	1,95	2,62	3,43	3,27	4,49	2,43	2,04	3,96	7,91	7,26	11,07
<i>Ficus gardneriana</i>	27	25	2	1,32	1,43	0,66	3,98	1,75	19,13	2,43	2,54	1,98	7,73	5,73	21,77
<i>Myrcia sylvatica</i>	31	27	4	1,51	1,55	1,31	2,79	3,04	1,07	2,43	2,54	1,98	6,73	7,13	4,37
<i>Myroxylon peruiferum</i>	35	34	1	1,71	1,95	0,33	1,76	2	0,07	2,43	2,78	0,99	5,89	6,75	1,39
<i>Cordia trichotoma</i>	42	22	20	2,05	1,26	6,56	0,87	0,81	1,22	2,83	2,54	3,96	5,75	4,62	11,74
<i>Myrciaria floribunda</i>	34	33	1	1,66	1,89	0,33	0,95	0,96	0,87	2,63	3,05	0,99	5,24	5,9	2,2
<i>Ceiba glaziovii</i>	9	7	2	0,44	0,4	0,66	2,99	2,77	4,5	1,62	1,53	1,98	5,05	4,7	7,14
<i>Myrcia tomentosa</i>	61	61	-	2,98	3,5	-	1,38	1,58	-	0,61	0,76	-	4,96	5,84	-
<i>Sapium sp.</i>	32	4	28	1,56	0,23	9,18	0,52	0,13	3,21	2,23	1,02	6,93	4,31	1,37	19,32
<i>Solanum americanum</i>	24	15	9	1,17	0,86	2,95	0,28	0,17	1,01	2,43	2,29	2,97	3,88	3,32	6,94
Batinga branca	36	36	-	1,76	2,06	-	0,59	0,68	-	1,42	1,78	-	3,76	4,52	-
<i>Senna macranthera</i>	17	13	4	0,83	0,74	1,31	1,26	0,75	4,7	1,01	0,76	1,98	3,1	2,26	7,99
<i>Peltophorum dubium</i>	18	7	11	0,88	0,4	3,61	0,37	0,3	0,83	1,82	1,27	3,96	3,07	1,98	8,4
<i>Cedrela odorata</i>	10	7	3	0,49	0,4	0,98	1,26	0,87	3,94	1,21	1,27	0,99	2,97	2,54	5,92
<i>Andira sp.</i>	21	21	-	1,02	1,2	-	0,32	0,37	-	1,42	1,78	-	2,76	3,35	-
<i>Manihot glaziovii</i>	23	19	4	1,12	1,09	1,31	0,33	0,32	0,37	1,21	1,27	0,99	2,67	2,68	2,67
<i>Erythroxyllum pauferrense</i>	14	10	4	0,68	0,57	1,31	0,64	0,67	0,46	1,21	1,27	0,99	2,54	2,51	2,76
<i>Campomanesia eugenioides</i>	13	13	-	0,63	0,74	-	0,85	0,98	-	1,01	1,27	-	2,5	3	-
<i>Poecilanthe falcata</i>	10	4	6	0,49	0,23	1,97	1,41	0,17	10,23	0,4	0,25	0,99	2,31	0,6	13,19
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	16	-	16	0,78	-	5,25	0,71	-	5,52	0,81	-	3,96	2,3	-	14,72
<i>Lantana camara</i>	11	8	3	0,54	0,46	0,98	0,06	0,05	0,08	1,62	1,27	2,97	2,22	1,77	4,04
<i>Erythroxyllum nummularia</i>	16	15	1	0,78	0,86	0,33	0,37	0,19	1,62	1,01	1,02	0,99	2,16	2,06	2,94
<i>Campomanesia cf. viatoris</i>	12	9	3	0,59	0,52	0,98	0,54	0,17	3,09	1,01	1,02	0,99	2,14	1,7	5,07

Tabela 3.3-continua

Espécies	DA			Drel			Dorel			Frel			IVI		
	T	PP	PAR	T	PP	PAR	T	PP	PAR	T	PP	PAR	T	PP	PAR
<i>Casearia aculeata</i>	9	8	1	0,44	0,46	0,33	0,66	0,75	0,02	1,01	1,02	0,99	2,11	2,23	1,34
<i>Albizia polycephala</i>	9	6	3	0,44	0,34	0,98	0,08	0,07	0,16	1,42	1,27	1,98	1,94	1,67	3,13
<i>Syagrus oleracea</i>	13	3	10	0,63	0,17	3,28	0,41	0,2	1,76	0,81	0,51	1,98	1,85	0,87	7,02
<i>Caliptranthes</i> sp.	10	10	-	0,49	0,57	-	0,49	0,57	-	0,81	1,02	-	1,79	2,16	-
<i>Bowdichia virgilioides</i>	10	10	-	0,49	0,57	-	0,08	0,09	-	1,21	1,53	-	1,78	2,19	-
<i>Acnistus arborescens</i>	12	12	-	0,59	0,69	-	0,27	0,3	-	0,81	1,02	-	1,66	2,01	-
<i>Senna micranthera</i>	7	5	2	0,34	0,29	0,66	0,1	0,1	0,07	1,21	1,27	0,99	1,66	1,66	1,72
<i>Casearia</i> sp.	6	6	-	0,29	0,34	-	0,47	0,54	-	0,61	0,76	-	1,37	1,65	-
<i>Jatropha mollissima</i>	5	3	2	0,24	0,17	0,66	0,03	0,02	0,14	0,81	0,51	1,98	1,09	0,7	2,77
<i>Roupala montana</i>	5	5	-	0,24	0,29	-	0,08	0,1	-	0,61	0,76	-	0,94	1,15	-
<i>Cassia ferruginea</i>	4	3	1	0,2	0,17	0,33	0,12	0,13	0,09	0,61	0,51	0,99	0,93	0,81	1,41
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	3	3	-	0,15	0,17	-	0,11	0,13	-	0,61	0,76	-	0,87	1,07	-
<i>Piptadenia stipulacea</i>	4	-	4	0,2	-	1,31	0,05	-	0,39	0,61	-	2,97	0,85	-	4,67
<i>Physalis</i> cf. <i>pbescens</i>	4	4	-	0,2	0,23	-	0,01	0,02	-	0,61	0,76	-	0,82	1,01	-
<i>Piptadenia viridiflora</i>	3	1	2	0,15	0,06	0,66	0,03	0,02	0,14	0,61	0,25	1,98	0,79	0,33	2,77
<i>Chloroleucon dumosum</i>	5	2	3	0,24	0,11	0,98	0,09	0,04	0,41	0,4	0,25	0,99	0,74	0,41	2,38
<i>Commiphora leptophloeos</i>	1	1	-	0,05	0,06	-	0,48	0,55	-	0,2	0,25	-	0,73	0,86	-
<i>Trema micranta</i>	5	1	4	0,24	0,06	1,31	0,04	0,01	0,29	0,4	0,25	0,99	0,69	0,32	2,6
<i>Cordia globosa</i>	3	-	3	0,15	-	0,98	0,02	-	0,19	0,4	-	1,98	0,58	-	3,15
<i>Erythroxylum</i> sp.	2	2	-	0,1	0,11	-	0,07	0,08	-	0,4	0,51	-	0,57	0,7	-
<i>Rhamnidium molle</i>	2	2	-	0,1	0,11	-	0,02	0,02	-	0,4	0,51	-	0,52	0,65	-
Desc. 5	2	-	2	0,1	-	0,66	0,22	-	1,7	0,2	-	0,99	0,52	-	3,34
<i>Acacia glomerata</i>	2	1	1	0,1	0,06	0,33	0,01	0,01	0,03	0,4	0,25	0,99	0,51	0,32	1,35
<i>Cereus jamacaru</i>	3	-	3	0,15	-	0,98	0,11	-	0,9	0,2	-	0,99	0,46	-	2,86
<i>Eugenia</i> aff. <i>brejoensis</i>	3	3	-	0,15	0,17	-	0,04	0,04	-	0,2	0,25	-	0,39	0,47	-
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	1	-	1	0,05	-	0,33	0,04	-	0,29	0,2	-	0,99	0,29	-	1,6
Desconhecida 16	1	1	-	0,05	0,06	-	0,03	0,03	-	0,2	0,25	-	0,28	0,35	-
<i>Erythrina velutina</i>	1	1	-	0,05	0,06	-	0,03	0,03	-	0,2	0,25	-	0,28	0,34	-
<i>Amburana cearensis</i>	1	1	-	0,05	0,06	-	0,01	0,01	-	0,2	0,25	-	0,26	0,32	-
<i>Croton urticifolius</i>	1	1	-	0,05	0,06	-	0	0,004	-	0,2	0,25	-	0,25	0,31	-
Totais	2050	1745	305	100	99,98	100,02	100	100,01	99,94	100	99,9	100,01	300	299,92	299,98

3.3.3.2 - Relações florísticas e estruturais entre as comunidades formadas pela análise divisiva.

A comunidade PP apresentou 22 (37,9%) e PAR 6 (14,3%) espécies exclusivas (Tabela 3.3). A estrutura fitossociológica da comunidade PP é muito semelhante ao da comunidade como um todo, e comparando-se as dez espécies de maior IVI nos dois casos, observa-se o surgimento de *Byrsonima* sp. em substituição a *Prockia crucis*, na comunidade PP. As espécies mais abundantes são as mesmas nos dois casos e são características de Florestas Ombrófilas Montanas (*Eugenia ligustrina*, *Erythroxylum mucronatum*, *Zanthoxylum rhoifolium*), dentre outras (Ferraz *et al.* 2004), ou gêneros indicadores de áreas úmidas (*Maytenus*, *Byrsonima*) (Rodal *et al.* 2008a). A estrutura fitossociológica em PAR foi divergente da comunidade como um todo. Dentre as dez espécies mais importantes, *Allophylus laevigatus*, *Randia nitida* e *Zanthoxylum rhoifolium* estão entre as dez com importância na comunidade como um todo e em PAR, mas têm posições de maior importância na comunidade PAR. A primeira espécie foi a mais importante em área de Mata ciliar de Floresta Ombrófila Submontana na Paraíba com histórico de intervenções antrópicas (Andrade *et al.* 2006). Os gêneros *Zanthoxylum* e *Prockia* são indicadores de áreas montanas interioranas no Nordeste. As espécies *Sapium* sp. e *Myracrodruon urundeuva* tiveram importância na comunidade PAR, ao contrário da comunidade como. Estes dois gêneros são indicadores de áreas secas, com ocorrência comum na vegetação da Caatinga.

A diferença mais marcante em PAR foi a ausência de espécies comuns em Florestas Montanas do Nordeste como *Bowdichia virgilioides*, *Maytenus disticophylla*, *Roupala montana*, *Erythroxylum mucronatum*, *Handroanthus impetiginosus*, além de um grande número de Myrtaceae como *Caliptranthes* sp., *Campomanesia eugenioides*, *Eugenia aff. brejoensis*, *Myrcia tomentosa*. Estas espécies têm registro em áreas mais úmidas e algumas são de grupos sucessionais mais avançados como *M. disticophylla*, *H. impetiginosus*, *M. tomentosa* e *R. montana* (Guaratini *et al.* 2008; Catharino *et al.* 2006; Toniato & Oliveira-Filho 2004; Nunes *et al.* 2003). Vilela *et al.* (2006) observou que espécies de grupos sucessionais tardios eram menos abundantes em áreas sujeitas a exploração por corte seletivo. Por outro lado, nesta comunidade há a ocorrência em alta densidade de *Solanum americanum*, considerada invasora de culturas agrícolas (Tofoli *et al.* 1998) que ficou praticamente restrita a esta comunidade.

As duas comunidades compartilham 36 espécies (56,2%). A similaridade florística foi alta (índice de Sørensen = 72%). Houve, entretanto, diferenças quanto as espécies mais abundantes. A alta similaridade mostra que parte considerável da riqueza já foi recuperada nas áreas alteradas, provavelmente após a criação do parque, em 1992 e a diminuição das intervenções humanas. Tabarelli & Mantovani (1999a) demonstraram que em áreas alteradas, a restauração da composição florística muitas vezes ocorre antes dos padrões de abundância. Similaridade alta entre áreas exploradas e não exploradas por corte seletivo foram registradas também por Vilela *et al.* (2006) em Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas, no Rio de Janeiro.

A riqueza em espécies foi maior em PP (Tabela 3.4), tal qual também registrado por Catharino *et al.* (2006), Kumar & Shahabuddin (2005), Linares-Palomino & Alvarez (2005), Pitman *et al.* 2002 e Guarigata *et al.* (1997) para comunidades preservadas. A diversidade dada pelo índice de Shannon & Wiener para as comunidades PAR e PP foi de 3,1 e 2,97 nats.ind⁻¹, respectivamente, valores próximos ao encontrado para a comunidade total de 3,17 nats.ind⁻¹.

O componente da diversidade mais afetado pela alteração dos ambientes e/ou pela rochosoidade foi a equabilidade com 0,83 para PAR e 0,73 para PP. Resultados estes que se assemelham aos encontrados por Pereira *et al.* (2007) em fragmentos de Floresta Atlântica Montana, na Serra da Mantiqueira entre o Rio de Janeiro e São Paulo. A menor equabilidade em PP reflete a dominância de *Byrsonima nitidifolia*, responsável por 30,54 % dos indivíduos amostrados na comunidade preservada. Em florestas em estádios mais avançados da sucessão e sob regimes de baixo distúrbio a dominância de poucas espécies pode ser favorecida pela eliminação gradual daquelas oportunistas, estabelecidas logo após distúrbios (Oliveira-Filho *et al.* 1997). A comunidade PP apresentou 12 espécies com mais de 30 indivíduos (Tabela 3), caracterizadas como abundantes, segundo Peña-Carlos (2003). Em PAR apenas duas espécies foram incluídas na categoria de espécies abundantes.

A comparação PP x PAR mostrou diferenças na estrutura horizontal, na densidade de árvores, na riqueza de espécies e na área basal (Tabela 3.4). Variações na densidade em

vegetação alterada e preservada foram constatadas por Toniato & Oliveira-Filho (2004) em Floresta Estacional Semidecidual em São Paulo.

Valores de área basal podem diferir entre florestas ou sítios preservados e alterados (Linares-Palomino & Alvarez 2005; Silva & Nascimento 2001) ou não (Toniato & Oliveira-Filho 2004), provavelmente em função do tempo decorrido pós-distúrbio na comunidade. Estádios de sucessão mais avançados normalmente apresentam maior área basal que os iniciais (Peña-Carlos 2003). Em floresta tropical pluvial não houve diferenças entre sítios secundários e maduros quanto à área basal e densidade de indivíduos adultos, provavelmente pelo histórico de uso moderado da terra (Guarigata *et al.* 1997), que pode levar a rápida aproximação das características estruturais entre áreas alteradas e maduras (Ewel 1983; Uhl *et al.* 1988).

A densidade, área basal, riqueza, diversidade, entre outros, (Tabela 3.4) apontaram fortes contrastes entre as comunidades PP e PAR que corroboram a indicação das diferentes etapas sucessionais que as duas comunidades se encontram.

Tabela 3.4: Parâmetros estimados nas comunidades PP e PAR na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

Parâmetros	PP	PAR
Número de espécies	58	42
Número de indivíduos	1745	305
Área basal (m ² /ha)	48,76	18,68
Densidade (ind/ha)	1.342,3	667,8
Shannon & Wiener (H')	2,97	3,1
Índice de Pielou (J')	0,73	0,83
Altura média (m)	6,94	6,64
Altura máxima (m)	22	18
Diâmetro máximo (cm)	154,88	149,6
Número ind. mortos	116	11

No Pico do Jabre as parcelas mais preservadas, em altitudes mais elevadas, apresentaram riqueza superior ao conjunto de parcelas alteradas e com rochosidade, em altitudes menores, como também registrado em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil (Silva *et al.* 2008). A fertilidade dos solos é outro fator relacionado com as diferenças entre área preservadas e alteradas, ora apresentando diferenças

(Oliveira-Filho *et al.* 1997b), ora sem efeito claro como quando há corte seletivo (Vilela *et al.* 2006) entre áreas preservadas e alteradas.

Terrenos acidentados apresentam heterogeneidade em pequena escala na estrutura do dossel, variações em inclinação e orientação, implicando em diferenças marcantes na entrada de energia solar, que podem promover variações na quantidade de umidade disponível para as plantas (Hemp 2006).

A estrutura hipsométrica em PAR apresentou 296 (97%) dos indivíduos e mais de 90% da área basal concentrados nas classes de até 12 m de altura (Figuras 3.4 e 3.5), com 44% da área basal na classe de 9 – 12 m, embora resultante de 7,8% dos indivíduos. Estas árvores caracterizaram o dossel na comunidade. Não houve representantes nas classes acima de 18 m. A maior contribuição para a área basal em PAR resultou dos poucos indivíduos de *Ceiba glaziovii*, com sete ind em PP e apenas dois ind em PAR, *Ficus gardneriana* (25 x 2 ind), *Cedrela odorata* (7 x 3 ind) e *Poecilanthe falcata* (4 x 6 ind). Os poucos grandes indivíduos remanescentes, destas e de outras espécies, ainda não formaram em PAR o dossel verificado em PP.

Na comunidade PP 1.675 (96%) dos indivíduos e 82,91% da área basal ocorreram nas classe até 12 m (Figura 3.4 e 3.5), com metade deste valor (41%) presente na classe de altura de 6 – 9 m. Houve indivíduos representados em todas as classes de altura. Os quase 1.400 indivíduos a mais nas classes até 12 m de altura caracterizaram o dossel mais fechado em PP.

Para Toniato & Oliveira-Filho (2004) e Vilela *et al.* (2006), áreas preservadas normalmente apresentam maior altura total e de dossel que aquelas alteradas, assim como em estádios mais avançados na sucessão (Peña-Carlos 2003). No Pico do Jabre, a altura total foi maior em PP, mas a altura de dossel foi maior em PAR, embora não possa ser claramente caracterizado, devido ao pequeno numero de indivíduos envolvidos. Cielo-Filho *et al.* (2007) caracterizou áreas perturbadas por apresentar alturas menores. Na comunidade PP, situada nas maiores cotas de altitude, é provável que poda das copas mais altas pelos ventos quase constantes influenciaram a estrutura vertical, desde que a perturbações pelo vento inibe o crescimento dos indivíduos, visto que copas mais altas aumentam a instabilidade da planta (Orians *et al.* 1996). Este fator

possivelmente tornou o dossel mais baixo em PP que em PAR, situada mais abaixo. A densidade de árvores permitiu caracterizar a comunidade PP com estrutura fisionômica mais desenvolvida que PAR.

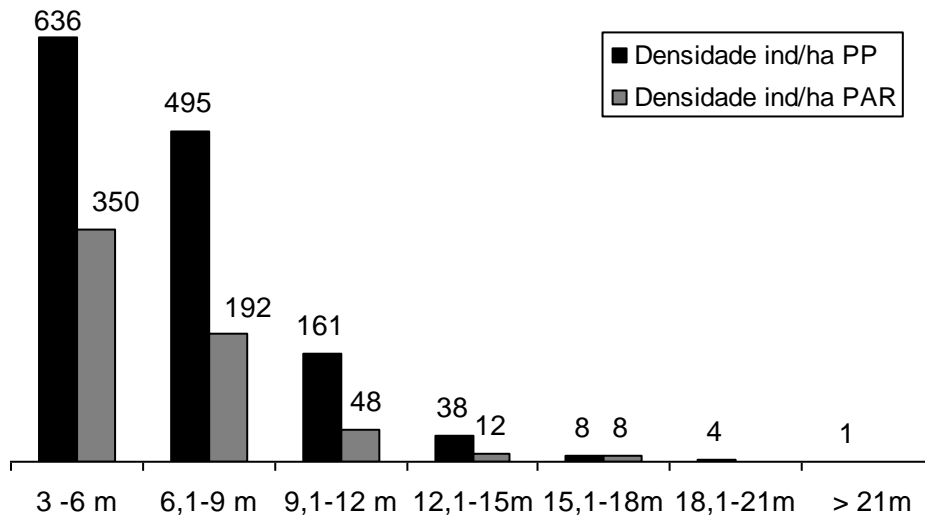


Figura 3.4: Distribuição da densidade de indivíduos com DAP $\geq 4,8$ cm por classe de altura para as comunidades preservada (PP) e alterada e com rochosidade (PAR) na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

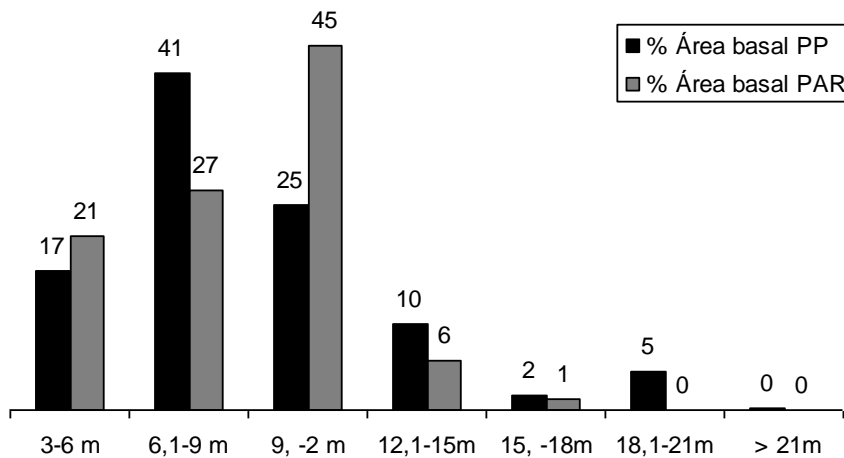


Figura 3.5: Distribuição da área basal de indivíduos com DAP $\geq 4,8$ cm por classe de altura para as comunidades preservada (PP) e com alteração e rochosidade (PAR) na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

A distribuição diamétrica em ambas comunidades apresentou o padrão “J reverso” com maior densidade de indivíduos na primeira classe de diâmetro (Figura 3.6). A classe de 40-80 cm com apenas 3,9% (PAR) e 4,9% (PP) dos indivíduos contribuiu com 28,7% (PAR) e 30,2% (PP) da área basal em cada comunidade (Figura 3.7).

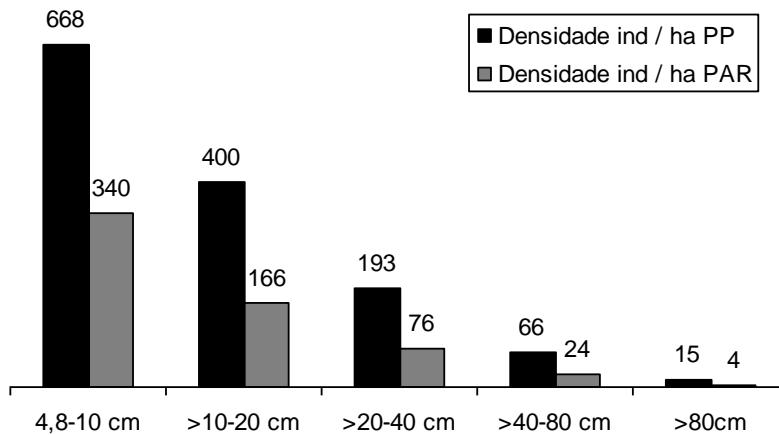


Figura 3.6: Distribuição da densidade de indivíduos por classe de diâmetro para as comunidades Preservada (PP) e alterada e com rochosidade (PAR) na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

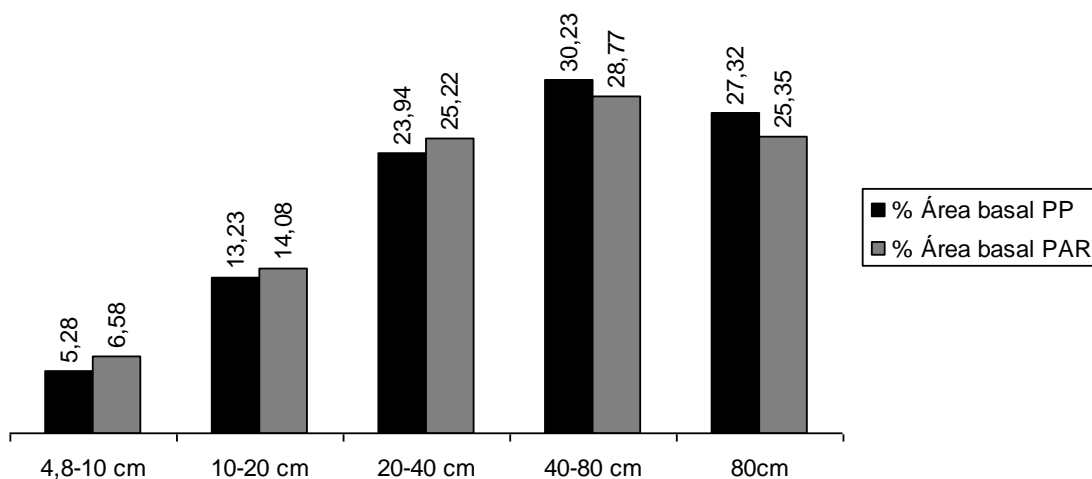


Figura 3.7: Distribuição da % área basal por classe de diâmetro para as comunidades preservada (PP) e alteradas e com rochosidade (PAR) na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

Os parâmetros mais díspares entre as duas comunidades foram a densidade e área basal, o que faz crer que mesmo após a criação da Unidade de Conservação e aparente redução dos processos de intervenção na área, não houve tempo suficiente para a comunidade mais alterada (PAR) se assemelhar à comunidade mais preservada (PP). O tempo necessário para a recuperação de Florestas Tropicais secundárias é variável (Aide *et al.* 1996) e depende do ambiente em que vegetam. Normalmente Florestas Tropicais Semidecíduas e Montanas necessitam de menos tempo do que Florestas Úmidas para

recuperação de sua densidade, pois as últimas investem mais em área basal, volume e biomassa (Ewel 1980).

Em resumo, a comunidade PP diferiu da PAR principalmente por apresentar maior densidade, área basal e indivíduos mais altos. Indivíduos maiores que 20 m e com diâmetros maiores que 40 cm, representaram 0,34% do total amostrado e ocorreram exclusivamente na comunidade das parcelas preservadas (PP). A comunidade PAR comportou apenas 12,84% da área basal total, enquanto PP correspondeu a 87,15% do total.

A divisão PP e PAR encontrada na comunidade apresenta diferenças estruturais nítidas, que podem ser minimizados ao longo do tempo e com a conservação da mata, na medida em que a sucessão avançar e o dossel em PAR dê mais sombreamento para que espécies tardias possam ser recrutadas.

3.3.4 - Espécies indicadoras

A análise de espécies indicadoras para os habitats testados, locais preservados, alterados e com rochosidade (Figura 3.8) apontou 11 espécies (17,2%) das 64 amostradas e testadas, com preferência significativa por um dos habitats (Tabela 3.5). Cinco destas (7,82%) indicadoras de ambientes preservados, duas (3,15%) de habitat alterado e quatro (6,2%) de locais com rochosidade.

Dentre as espécies indicadoras para locais preservados (Tabela 3.5) *Eugenia ligustrina* e *Erythroxylum mucronatum* foram consideradas de ocorrência preferencial em Florestas Ombrófilas Montanas (Ferraz *et al.* 2004). Rodal *et al.* (2208a) classificou os gêneros *Byrsonima* e *Maytenus* como indicadores de Florestas Úmidas do Nordeste. *Eugenia ligustrina* é espécie de ampla distribuição, ocorre desde a América Central até o Sudeste do Brasil, em Minas Gerais e Rio de Janeiro (Arantes & Monteiro 2002) em diversas fitofisionomias (Souza *et al.* 2009; Guaratini *et al.* 2008; Lopes *et al.* 2008b; Cervi *et al.* 2007; Ivanauskas & Rodrigues 2000), mas foi pouco amostrada no Nordeste (Rodal & Sales 2007). *Maytenus disticophylla* é espécie perene (Lopes *et al.* 2008b) e no Nordeste tem registro em áreas de Floresta Estacional de Terras Baixas (Andrade & Rodal 2004; Lopes *et al.* 2008a) e com importância fitossociológica em Floresta

Ombrófila Densa (Rocha *et al.* 2008). *Erythroxylum mucronatum* é mais plástica, com habitat variando de florestas até o Cerrado *sensu lato* (Rizzini 1979; Eiten 1982). No Nordeste ela ocorre preferencialmente em Floresta Ombrófila Montana (Ferraz *et al.* 2004) e o gênero é indicador de Florestas Montanas nas encostas da Borborema (Rodal *et al.* 2008a).

Tabela 3.5: Espécies indicadoras para os habitats preservado, alterado e rochoso na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB, ordenadas segundo VIO decrescentes, para 64 espécies em 36 parcelas. (VIO = Valor Indicador Observado; *s* = desvio padrão; P = nível de significância do teste de Monte Carlo). * P<0,05; ** P<0,01; *** P<0,001.

Habitat	VIO	<i>s</i>	P
Preservado			
<i>Byrsonima nitidifolia</i>	81,8	8,76	**
<i>Byrsonima</i> sp.	68,5	8,52	*
<i>Eugenia ligustrina</i>	68,4	7,81	**
<i>Maytenus disticophylla</i>	53,7	9,89	*
<i>Erythroxylum mucronatum</i>	53,1	9,39	*
Alterado			
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	44,4	6,81	*
<i>Piptadenia stipulacea</i>	33,3	6,81	*
Com rochosidade			
<i>Lantana camara</i>	54,1	9,12	**
<i>Poecilanthe falcata</i>	40,0	5,4	*
<i>Cassia ferruginea</i>	37,2	12,6	*
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	35,9	7,54	*

As espécies indicadoras de locais alterados (Tabela 3.5) são típicas de Florestas Decíduas e os gêneros são indicadores de áreas secas na região Nordeste (Rodal *et al.* 2008a). *Myracrodruon urundeuva* tem registro comum em fragmentos de Florestas Estacionais Decíduas (Almeida & Machado 2007; Alcoforado-Filho *et al.* 2003), e apresenta distribuição ampla no continente sul americano (Rodrigues & Araújo 1997). Na região Nordeste ela é considerada típica de Caatinga (Rodal 1992; Araújo *et al.* 1995), mas alcança as Floresta Montanas (Ferraz *et al.* 1998; Moura & Sampaio 2001).



Figura 3.8: Aspecto de alguns locais caracterizando os habitats testados para ocorrência de espécies indicadoras: preservado (a); alterado (b) e com presença de rochividade (c) na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

Piptadenia stipulacea, assim como *M. urundeuva* são espécies comumente registradas em levantamentos na vegetação da Caatinga (Trigueiro *et al.* 2009; Paes-Silva *et al.* 2009; Alcoforado-Filho *et al.* 2003; Pereira *et al.* 2002; Rodal 1992) e em áreas degradadas desta vegetação (Trigueiro *et al.* 2009; Braga 2008) e ambas demonstraram alta resistência aos efeitos da degradação causada por diferentes tipos de impactos humanos, pecuária, extrativismo e agricultura na vegetação da Caatinga, no Ceará (Trigueiro *et al.* 2009).

Nas áreas antropizadas houve alterações na densidade de espécies, que favoreceu a penetração de luz, aquecimento do solo e maior evapotranspiração, modificando a umidade do solo. Em terrenos acidentados ocorre heterogeneidade em pequena escala na floresta, estrutura do dossel, variações em inclinação e orientação, implicando em diferenças marcantes na entrada de energia solar, que podem promover variações na quantidade de umidade disponível para as plantas (Hemp 2006). De fato, as parcelas nas áreas alteradas apresentaram média de umidade do solo mais baixa (9,46%) do que nas parcelas com rochosidade (14,02%) e nas preservadas (15,10%). Este é fator ecológico de grande importância, mas não foi restritivo a estas espécies típicas de Caatinga, adaptadas a estresse hídrico (Trovão *et al.* 2004).

Dentre as espécies indicadoras de áreas com rochosidade *Lantana camara* tem padrão de distribuição Pantropical (Rodal *et al.* 2005a), *Cassia ferruginea* é considerada indicadora de Florestas Decíduas Montadas (Ferraz *et al.* 2004) e *Poecilanthe falcata*, secundária tardia na sucessão, tem ocorrência em áreas secundárias de Floresta Ombrófila Densa no Sudeste (Souza 2002), sem registro em áreas de Florestas Montanas do Nordeste. *Handroanthus impetiginosus* tem ocorrência em Florestas Decíduas e em áreas de Caatinga com maior umidade como no agreste (Pereira *et al.* 2002). Carvalho (2009) detectou que esta espécie tem crescimento vinculado à rochosidade, ocorrendo em densidade alta sob esta condição em floresta de afloramento calcáreo no Brasil Central.

As alterações antrópicas e a presença de rochosidade influenciaram na distribuição diferencial das espécies na área estudada, provavelmente por modificações em fatores como disponibilidade de luz e fatores edáficos. Foram identificadas 11 espécies com preferência por habitat na área estudada: cinco espécies indicadoras de habitat

preservado, duas de habitats alterados e quatro de habitats rochosos. No entanto, o número de espécies significativamente indicadoras de habitat foi baixo, o que indica grande quantidade de espécies generalistas de habitat na área estudada.

3.4 - CONCLUSÕES

As análises de classificação divisiva e aglomerativa demonstraram que intervenções antrópicas e a presença de rochosidade provocaram variações florísticas e estruturais na vegetação arbórea na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre. Parcelas sob distúrbios ou com ocorrência de rochosidade foram agrupadas como resultado de suas características similares em composição florística e densidade de espécies, assim como as parcelas sem registro de alteração recente.

Foram detectadas espécies com preferência por habitats preservado, alterado e com presença de rochosidade.

As análises detectaram diferentes padrões de distribuição das espécies, o que corrobora a hipótese que a distribuição espacial das espécies arbóreas ao longo do gradiente topográfico formou comunidades florísticamente distintas.

As diferenças marcantes na densidade, área basal, e estrutura de diamétrica e de altura, sugerem que mesmo após a criação da Unidade de Conservação e aparente redução dos processos de intervenção na área, não houve tempo suficiente para a comunidade mais alterada se assemelhar à comunidade mais preservada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; ROSARIO, M. & MARCANO, H. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pasture along an elevation gradient in northeastern Puerto Rico. **Biotropica** 28: 537-548.
- ALCOFORADO-FILHO, F.G.; SAMPAIO, E.V.S.B & Rodal, M.J.N. 2003. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia espinhosa arbórea em Caruaru, Pernambuco. **Acta Botanica Brasilica** 17(2): 287-303.
- ALMEIDA, H. de S. & MACHADO, E.L.M. 2007. Relações florísticas entre remanescentes de Floresta Estacional Decídua no Brasil. **Revista Brasileira de Biociências** 5(1): 648-650.
- AMORIM, A.M.; JARDIM, J.G.; FIASCHI, P.; CLIFTON, B.C.; CARVALHO, A.M.V & THOMAS, W.W. 2005. The vascular plants of a forest fragment in Southern Bahia, Brazil. **Sidan** 21: 1727-1752.
- ANDRADE, K.V.S & RODAL, M.J.N. 2004. Fisionomia e estrutura de um remanescente de floresta estacional semidecidual de terras baixas no nordeste de Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 27: 463-474.
- ANDRADE, L.A.; OLIVEIRA, F.X.; NASCIMENTO, I.S.; FABRICANTE, J.R.; SAMPAIO, E.V.S.B & BARBOSA, M.R.V. 2006. Análise florística e estrutural de matas ciliares ocorrentes em brejo de altitude no município de Areia, Paraíba. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias** 1: 31-40.
- ARANTES, A.A. & MONTEIRO, R. 2002. A família Myrtaceae na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG, Brasil. **Lundiana** 3(2): 111-127.
- ARAÚJO, E.L.; SAMPAIO, E.V.S.B. & RODAL, M.J.N. 1995. Composição florística e fitossociológica de três áreas de caatinga de Pernambuco. **Revista Brasileira de Biologia** 55(4): 595-607.
- BRAGA, D.V.V. 2008. Áreas degradadas no Bioma Caatinga na região de Xingo, Brasil: processo de formação x recuperação ambiental. Dissertação (Mestrado). Pós-graduação em Gestão e Políticas Ambientais. UFPE, Centro de Filosofia e Ciências Humanas. Recife, 2008.
- CATHARINO, E.L.M.; BERNACCI, L.C.; FRANCO, G.A.D.; DURIGAN, G & METZGER, J.P. 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica** 6(2): 1-28.
- CERVI, A.C.; LINSINGEN, L von; HATSCBACK, G, & RIBAS, O.S. 2007. A vegetação do Parque Estadual de Vila Velha, município de Ponta Grossa, PR, Brasil. **Boletim do Museu Botânico Municipal** 69: 1-52.

- CIELO-FILHO, R.; NERI, M.A. & MARTINS, F.R. 2007. Position on slope, disturbance, and tree species coexistence in a Seasonal Semideciduous Forest in SE Brazil. **Plant Ecology** **190**: 189-203.
- CLARCK, D.B.; CLARCK, D.A. & READ, J.M. 1998. Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a Neotropical rain forest. **Journal of Ecology** **86**: 101-112.
- CLARK, D.A.; CLARK, D.B.; SANDVAL, R.M. & CASTRO, M.V. 1995. Edaphic and human effects on landscape-scales distribution of tropical rain forest palms. **Ecology** **76**: 2581-2594.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs** **67**: 345-366.
- EITEN, J. 1982. Brazilian "Savannas". In: HUNNTLEY, B.J.; WALKER, B.H. **Ecology of Tropical Savanna**. Berlin: Verlag, 1982. p. 25-47.
- ELIAS, R.B. & DIAS, E. 2009. Effects of landslides on the mountain vegetation of Flores Island, Azores. **Journal of Vegetation Science** **20**: 706-717.
- EWEL, J. 1983. Succession. Pp. 217-223. In: Golley, F.B. (ed.), **Tropical Rain Forest Ecosystems**. Elsevier, The Netherlands.
- EWEL, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. **Biotropica** **12**: 2-7.
- FELFILI, J.M.; NASCIMENTO, A.R.T.; FAGG, C.W. & MEIRELLES, E.M. 2007. Floristic composition and community structure of a seasonal deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**(4): 611-621.
- FELFILI, J.M., SILVA JÚNIOR, M.C.; SEVILHA, A.C., FAGG, C.W., WALTER, B.M.T., NOGUEIRA, P.E. & RESENDE, A.V. 2004. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in central Brazil. **Plant Ecology** **175**: 37-46.
- FELFILI, J.M. & SILVA JÚNIOR, M.C. 1993. A comparative study of cerrado (*stricto sensu*) vegetation in central Brazil. **Journal of Tropical Ecology** **9**(3): 227-289.
- FERRAZ, E.M.N.; ARAÚJO, E.DE L. & SILVA, S.I. da. 2004. Floristic similarities between lowland and montane areas of Atlantic Coastal Forest in Northeastern Brazil. **Plant Ecology** **174**: 59-70.
- FERRAZ, E.M.N.; RODAL, J.N. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2003. Physiognomy and structure of vegetation along an altitudinal gradient in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Phytocoenologia** **33**(1): 71-92.

- FERRAZ, E.M.N.; RODAL, M.J.N.; SAMPAIO, E.V.S.B. & PEREIRA, R. de C. A. 1998. Composição florística em trechos de vegetação de caatinga e brejo de altitude na região do Vale do Pajeú, Pernambuco. **Revista Brasileira de Botânica** 21(1): 7-15.
- GAUCH, H.G. 1982. **Multivariate Analysis in Community Ecology**. Cambridge University Press, New York.
- GUARATINI, M.F.G.; GOMES, E.D.C.; TAMASHIRO, J.Y. & RODRIGUES, R.R. 2008. Composição florística da reserva municipal Santa Genebra, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica** 31(2): 323-337.
- GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** 148: 185-206.
- GUARIGATA, M.R.; CHAZDON, R.L.; DENSLOW, J.S.; DUPUY, J.M. & ANDERSON, L. 1997. Structure and floristic of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. **Plant Ecology** 132: 107-120.
- Haidar, R.F. 2008. Fitossociologia, diversidade e sua relação com variáveis ambientais em florestas estacionais do bioma Cerrado no Planalto Central e Nordeste do Brasil. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal (Dissertação de Mestrado). Universidade de Brasília. 264p.
- HEMP, A. 2006. Continuum or zonation? Altitudinal gradients in the forest vegetation of Mt. Kilimanjaro. **Plant Ecology** 184: 27-42.
- HILL, M.O. 1979. **TWINSPAN - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes**. Cornell University. Ithaca, New York.
- HUBELL, S.P. 2001. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Monographs on Population Biology 32. Princeton University Press, New Jersey.
- IVANAUSKAS, N.M. & RODRIGUES, R.R. 2000. Florística e fitossociologia de remanescentes de floresta estacional decídua em Piracicaba, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 23: 291-304.
- JUSTIN, K.N. & GUILLAUME, D. 2008. Sucessional patterns of plant species and community diversity in a semi-deciduous tropical forest under shifting cultivation. **Journal of Vegetation Science** 19: 809-820.
- KENT, M & COKER, P. 1992. **Vegetation description and analysis - a practical approach**. London. John Wiley & Sons. Diversification in the tropics. Columbia University Press, New York.
- KUMAR, R & SHAHABUDDIN, G. 2005. Effects of biomass extraction on vegetation structure, diversity and composition of forests in Sariska Tiger Reserve, India. **Environmental Conservation** 32 (3): 1-12.

- LINARES-PALOMINO, R & ALVAREZ, S.I.P. 2005. Tree community patterns in seasonal dry tropical forests in the Cerros de Amotape Cordillera, Tumbes, Peru. **Forest Ecology and Management** **209**: 261-272.
- LOPES, C.G.R; FERRAZ, E.M.N. & ARAÚJO, E. de L. 2008a. Physiognomic-structural characterization of dry and humid-forest fragments (Atlantic Coastal Forest) in Pernambuco state, NE Brazil. **Plant Ecology** **198**: 1-18.
- LOPES, S F.; OLIVEIRA, A.P.; DIAS NETO, O.C.; VALE, V.S.; GUSION, A.E. & SCHIAVINI, I. 2008b. Estrutura e grupos ecológicos em uma floresta estacional semidecidual em Uberlândia, MG. IX Simpósio sobre o Cerrado, out. 2008. Brasília, DF. Anais.
- MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. London: Chapman and Hall. 256p.
- MARANGON, L.C. ; SOARES, J.J. & FELICIANO, A.L.P. 2003. Florística arbórea da mata da pedreira, município de Viçosa, MG. **Revista Árvore** **27**(2): 201-215.
- MARIN-SPIOTTA, E.; OTERTAG, R & SILVER, W.L. 2007. Long-term patterns in tropical reforestation: plant community composition and aboveground biomass accumulation. **Ecological Application** **17**:828-839.
- MARTIS, S.V.; SILVA, N.R.S.; SOUZA, A.P. & MEIRA-NETO, J.A.A. 2003. Distribuição de espécies arbóreas em um gradiente topográfico de floresta estacional semidecídua em Viçosa, MG. **Scientia Forestalis** **64**: 172-181.
- MaCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 1997. **Multivariate analysis of ecological data v. 3.04**. MjM Softwear, Gleneden Beach, OR.
- MOURA, F. DE B.P. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2001. Flora lenhosa de uma mata serrana semidecídua em Jataúba, Pernambuco. **Revista Nordestina de Biologia** **15**(1): 77-89.
- MVSP. 2004. **Multivariate Statistical Package**, version 3.13. Kovach Computing Service. Disponível em <http://www.kovcomp.com>.
- MWAURA, F & KABURU, H.M. 2009. Spatial variability in woody species richness along altitudinal gradient in lowland-dryland site, Lokapel Turkana, Kenya. **Biodiversity and Conservation** **18**: 19-32.
- NASCIMENTO, C.E.S.; RODAL, M.J.N. & CAVALVANTE, A.C. 2003. Phytosociology of the remaining xerophytic woodland associated to an environmental gradient at the bank of the São Francisco river – Petrolina, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **26**(3): 271-287.
- NUNES, Y,R,F.; MENDONÇA, A.V.R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E.L.M. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2003. Variações da fisionomia da comunidade arbórea em fragmentos de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica** **17**(2): 213-299.

- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MELLO, J.M & SCOLFORO, J. 1997b. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology** **131**: 45-66.
- ORIAN, G.H.; DIRZO, R. & CUSHMAN, J.H. 1996. **Biodiversity and ecosystems processes in Tropical Forest**. New York: Springer-Verlag/ Berlin Heidelberg.
- PAES-SILVA, A.P.; CAHVES, I.B. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2003. Cobertura vegetal da bacia hidrográfica do açude namorado no Cariri Oriental paraibano. **Agropecuária Técnica** **24**(1): 47-54.
- PEIXOTO, A.L. 1991-1992. A vegetação da costa atlântica. In: **Floresta Atlântica**. Ed. Alumbramento, Rio de Janeiro. P. 33-41.
- PEÑA-CARLOS, M. 2003. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon. **Biotropica** **35** (4): 450-461.
- PEREIRA, J.A.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; & LEMOS FILHO, J.P. 2007. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. **Biodiversity and Conservation** **16**: 1761-784.
- PEREIRA, I.M.; ANDRADE, L.A.; BARBOSA, M.R.V. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2002. Composição florística e análise fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente florestal no agreste paraibano. **Acta Botanica Brasilica** **16** (3): 357-369.
- PIRANI, J.R. 1989. Flora da serra do Cipó, Minas Gerais: Rutaceae. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo** **11**: 109-119.
- PITMAN, N; JØGERSEN, P; WILLIAMS, R; LEÓN-YÁNEZ, S. & VALENCIA, R. 2002. Extinction-rate estimates for a modern neotropical flora. **Conservation Biology** **16**: 1427-1431.
- RENDÓN-CARMONA, H.; MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; BALVANERA, P. & PEREZ-SALICRUP, D. 2009. Selective cutting of woody species in a Mexican tropical dry forest: incompatibility between use and conservation. **Forest Ecology and Management** **257**: 567-579.
- RIZZINI, C.T. 1979. **Tratado de Fitogeografia do Brasil**. 2ª v. Aspectos sociológicos e florísticos. HUCITEC-EDUSP, São Paulo.
- RODAL, M.J.N.; MARTINS, F.R. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2008. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga** **21**(3): 192-205.
- RODAL, M.J.N.; BARBOSA, M.R.V. & THOMAS, W.W. 2008a. Do the seasonal forests in Northeastern Brazil represent a single floristic unit? **Brazilian Journal of Biology** **68**(3): 467-475.

- RODAL, M.J.N. & NASCIMENTO, L.M. 2006. The arboreal component of dry forest in northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **66**(2A): 479-491.
- RODRIGUES, L.A & ARAÚJO, G.M. 1997. Levantamento florístico de uma Mata Decídua em Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botânica Brasílica** **11**(2): 229-237.
- RONDON NETO, R.M.; WATZLANWICK, L.F.; CALDEIRA, M.C. & SCHOENINGER, E.R. 2002. Análise florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana situado em Criuva, RS-Brasil. **Ciência Florestal** **12**(1): 29-37.
- SILVA, W.G.; METZGER, J.P.; BERNACCI, L.C.; CATHARINO, E.L.M.; DURIGAN, G. & SIMÕES, S. 2008. Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil. **Acta Botanica Brasílica** **22**(2): 589-598.
- SILVA, A.C.; VANDER BERG, E.; HIGUSHI, P. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2007a. Comparação florística de florestas inundáveis das regiões sudeste e sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**(2): 263-275.
- SILVA, J.N.N.; CARVALHO, J.O.P.; LOPES, J do C.A.; COSTA, D.H.; OLIVEIRA, L.C.; VANCLAY, J.K & SKOVSGAARD, J.P. 1995. Growth and yield of tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest Ecology and Management** **71**: 267-274.
- SNEATH, P.H.A. & SOKAL, R.R. 1973. **Numerical Taxonomy**. Freeman, San Francisco.
- SOUZA, J.P.; ARAÚJO, G.M. & HARIDASAN, M. 2007a. Influence of soil fertility on the distribution of tree species in a deciduous forest in the Triângulo Mineiro region of Brazil. **Plant Ecology** **191**: 253-263.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999a. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Biologia** **59**(2): 239-250.
- TAVARES, M.C.G.; RODAL, M.J.N.; MELO, A.L. & LUCENA, M.F.A. 2000. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de floresta Ombrófila montana do Parque Ecológico João Vasconcelos Sobrinho, Caruaru, Pernambuco. **Naturalia** **25**: 243-270.
- TOFOLI, G.R.; BIANCOM S.; PAVANI, M.C.M.D. & SILVA, R.C. 1998. Estimativa de área foliar de plantas daninhas: *Solanum americanum* Mill. **Planta Daninha** **16**(2): 149-152.
- TONIATO, M.T.Z & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2004. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous Forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecological Management** **198**: 319-339.

- TORRES, R.B.; MARTINS, F.R. & GOUVÊA, L.S. 1997. Climate, soil, and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **20**(1): 41-49.
- TROVÃO, M.D.B.M.; FERNANDES, P.D.; ANDRADE, L.A.; NETO, J.D.; OLIVEIRA, A.B. & QUEIROZ, J.A. 2004. Avaliação do potencial hídrico das espécies de caatinga sob diferentes níveis de umidade do solo. **Revista de Biologia e Ciências da Terra** **4**(2): 1-7.
- TUOMISTO, H; RUOKOLAINEN, K & YLI-HALLA, M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forest. **Science** **299**: 241-244.
- TURNER, I.M.; WONG, Y.K.; CHEW, P.T. & bin IBRAHIM, A. 1997. The species richness in primary and old secondary tropical forest in Singapore. **Biodiversity and Conservation** **6**: 537-548.
- VALENTIM, J.L. 2000. **Ecologia numérica**: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos. Interciência, Rio de Janeiro.
- VILELA, D.M.; NASCIMENTO, M.T. ARAGÃO, L.E.O.C. de & GAMA, D.M. da. 2006. Effect of selective logging on Forest structure and nutrient cycling in a seasonal dry Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Biogeography** **33**: 506-516.
- XAVIER, K.R.F. 2009. Análise florística e fitossociológica em dois fragmentos de floresta serrana no município de Dona Inês, Paraíba. (Dissertação Mestrado) Pós-graduação em Agronomia, área de Ecologia Vegetal e Meio Ambiente. UFPB, Centro de Ciências Agrárias.

4. - A RELAÇÃO VEGETAÇÃO X SOLOS NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA DO PICO DO JABRE, PB.

RESUMO

(A RELAÇÃO VEGETAÇÃO-SOLOS NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA DO PICO DO JABRE, PB). A interação complexa de inúmeras variáveis do ambiente afeta a variação espacial na abundância, riqueza e diversidade de espécies lenhosas. O Objetivo deste estudo foi caracterizar os solos, o relevo e variáveis espaciais e avaliar sua associação com a distribuição de espécies na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre. As análises físicas e químicas do solo foram feitas a partir de amostras compostas coletadas em 36 parcelas de 10 x 50 m. A altitude e as coordenadas geográficas em cada parcela foram incluídas na análise de correspondência canônica (CCA). A distribuição da abundância das espécies foi significativamente correlacionada com algumas variáveis ambientais e espaciais. Dentre as variáveis analisadas o teor de Ca, Mg, Al, H + Al, K, Zn, B, Fé e Mn; o conteúdo de umidade e a altitude explicaram 38,83% da variação total nos dados. Desta forma, em escala local, a distribuição espacial das espécies foi influenciada principalmente pela variação na altitude que resultou em gradientes de fertilidade e conteúdo de água no solo. A dicotomia entre as comunidades preservada (PP) e comunidade alterada e com rochividade (PAR) foi claramente formada em função dos gradientes. A comunidade PAR ocupou os sítios de fertilidade mais elevada, com menor conteúdo de água, nas cotas mais baixas do terreno. A comunidade PP ocorreu nos solos mais ácidos e menos férteis, com maior conteúdo de água nas cotas de altitude mais elevadas. Os resultados indicaram a importância dos recursos disponíveis no solo para a estruturação das comunidades e que as associações solo x planta na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre não podem ser explicadas somente pela hipótese de dispersão neutra.

Palavras chave: Análise multivariada, Relação espécie e ambiente, Gradiente de altitude, Análise de correspondência canônica.

ABSTRACT

(TREE COMMUNITIES AND ENVIRONMENT OF THE PICO DO JABRE MONTANE SEASONAL SEMIDECIDUOUS FOREST, PARAÍBA, BRAZIL).

The montane seasonal forests are characterized by land elevation and inclination, a variety of climatic types, a relatively high percentage of endemic species, isolation and fragility and are frequently associated to mesotrophic and well drained soils. This study aims to assess the floristic composition and structure and also the contribution of other regional woody communities to the current Pico do Jabre montane seasonal forest species list. This forest (06° 02' 12'' to 08° 19' 18'' S and 34° 45' 12'' e 38° 45' 45'' W), is located at 360 km from the sea, the highest regional elevation (1.197 m) at Maturéia and Mãe D'água municipalities in Paraíba state, Brazil. The sampling system was based on 36, 10 x 50m (1.8 ha) plots, distributed in seven transects systematically placed 100 m apart, where all trees, $Dbh \geq 4,8$ cm, had their diameters and height measured. During three years, monthly, botanical samples were taken within and outside plots. Vouchers were deposited at the Federal University of Paraíba (JPB) and University of Brasília (UB) Herbaria. The Pico do Jabre montane seasonal forest showed high species richness and diversity. In the total there were 87 species of 65 genera of 34 families, which included semi-arid Caatinga, lower-montane seasonal forest and Atlantic forest species. Outside plots there were 23 species of 18 genera of 14 families. Within plots it was found 2050 trees of 64 species of 51 genera of 31 families which accounted for 1138 $ind.ha^{-1}$ and 22,45 $m^2.ha^{-1}$. Diversity and equability were assessed as $H' = 3,17$ $nats.ind^{-1}$ and $J' = 0,76$ similar to some others regional of montane seasonal forest communities. Malpighiaceae, Myrtaceae, Erythroxylaceae, Vochysiaceae, Celastraceae, Rutaceae, Sapindaceae e Fabaceae-Faboideae stood out as the ten most important families (66,72% of the total IVI). *Byrsonima nitidifolia*, *Eugenia ligustrina*, *Calisthene microphylla*, *Maytenus distichophylla* and *Erythroxylum mucronatum* the five most important species accounted for 120,79 (40,3%) of the total IVI. *B. nitifolia* ecological dominance is here firstly reported in the Brazilian northeast region. The local flora included Brazilian wide spread species and some other which are commonly found in regional montane onbrophyllous and lowland seasonal Forest communities, as well as some species from the neighboring Caatinga.

Key Words: Multivariate analysis, Correlation species and environment data, Altitudinal Gradient, Canonical Correspondence Analysis.

4.1 - INTRODUÇÃO

A interação complexa de inúmeras variáveis do ambiente afeta a variação espacial na abundância, riqueza e diversidade de espécies lenhosas. Variáveis climáticas como temperatura e precipitação, altitude, além do tipo de solo explicam as diferenças na diversidade e na formação de tipos florestais em escala de paisagem (Whitmore 1998). Outras variáveis ambientais como propriedades físicas e químicas do solo (Poulsen 2006), topografia (Oliveira-Filho *et al.* 1998; Martins *et al.* 2003) e distúrbios humanos (Toniato & oliveira-Filho 2004; Vilela *et al.* 2006), são considerados importantes na estrutura das comunidades, embora atuem em escalas menores. Murphy & Lugo (1986) apontaram a disponibilidade de água como fator importante, que afeta a distribuição de espécies lenhosas em florestas sazonais tropicais. Assim, fatores como topografia (elevação, inclinação e aspecto) são potencialmente controladores da composição local de espécies, por afetarem a disponibilidade de água no solo (Cielo-Filho *et al.* 2007, Silva Júnior & Sarmento 2009).

A detecção de variações florísticas e estruturais ao longo de gradientes topográficos e suas associações com fatores ambientais e edáficos é importante para o entendimento de padrões de distribuição espacial nas florestas e para a definição de estratégias para conservação, manejo e restauração de áreas já degradadas (Martins *et al.* 2003). Os padrões de distribuição das espécies devem ser considerados não só para que representem a diversidade da área, como também para a estimativa da quantidade de produtos potencialmente exploráveis (Tuomisto *et al.* 2003).

Os estudos das relações planta x ambiente representam a aproximação da complexidade que existe na natureza e sua compreensão só se faz possível com a redução da dimensionalidade ou do agrupamento das variáveis utilizadas em eixos, através de técnicas de ordenação que, assim, permitem a interpretação mais clara do universo em estudo, sem perda significativa de informação (Kent & Coker 1992). Os resultados são apresentados ao longo de eixos em diagramas que facilitam a identificação de padrões na distribuição e abundância de espécies e sua associação com os fatores ambientais selecionados para as análises.

Neste capítulo as variações florísticas e estruturais do compartimento arbóreo na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, foram relacionadas com as variações ambientais em gradiente topográfico na escala local, com o propósito de responder a **pergunta 3**: Quais as características do solo da Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre?, e a **Pergunta 4**: A estrutura e a flora da área em estudo respondem às variações de fatores no ambiente e no espaço?

A hipótese a ser testada é: a heterogeneidade ambiental resultado do gradiente topográfico condiciona a distribuição espacial de árvores na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre ou, caso contrário, evidencia a resposta a eventos estocásticos e de dispersão, como proposto por Hubbel (2001).

4.2 - MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 - Dados do relevo:

Para cada uma das 36 parcelas foram anotados os seguintes parâmetros morfológicos do relevo de acordo com a proposta de Silva *et al.* (2008):

- Latitude e longitude tomadas com GPS geodésico;
- Altitude: tomada no início de cada parcela com o auxílio de altímetro.

4.2.2 - Propriedades físico-químicas do solo

Em cada parcela foram coletadas três amostras superficial de solo, 0-20 cm de profundidade. As amostras foram misturadas para compor uma amostra de cerca de 0,5 kg, segundo o método de Souza *et al.* (2003). As amostras compostas foram analisadas pelo laboratório Solocria-Laboratório Agropecuário, com sede em Goiânia (GO), que utiliza metodologia preconizada pela EMBRAPA (1997).

Foram determinados para cada parcela os teores de Ca, Mg, Al, H + Al, K ($\text{cmol}_e/\text{dm}^3$ – $\text{mE}/100 \text{ ml}$); Na, K e P (mel.) (mg/dm^3 - ppm); dos micronutrientes S, Zn, B, Cu, Fe e Mn (mg/dm^3 - ppm); da Matéria Orgânica (g/dm^3); do pH. A partir dos resultados foram calculadas a Capacidade de Troca Catiônica (CTC), Saturação por Bases, Saturação por

Alumínio e na análise física foram determinadas as porções de argila, limo e areia (g/kg).

O teor de umidade do solo foi determinado pelo método gravimétrico, baseado na diferença entre os pesos úmido e seco após 24 horas em estufa a 105⁰ C (EMBRAPA 1997). Para esta análise foi coletada uma única amostra na área central de cada parcela.

As diferenças entre os resultados das análises químicas e físicas, a porcentagem de umidade do solo e a altitude nas comunidades alterada e com rochosidade (PAR) e comunidade preservada (PP) (Capítulo 3) foram testadas pelo teste de Kruskal-Wallis que tem emprego para dados não paramétricos, e efetua comparações entre amostras independentes com mesmo tamanho ou desigual (Zar 1996). O programa estatístico Past foi utilizado nesta análise.

4.2.3. - Correlações entre espécies e variáveis ambientais e espaciais

A abordagem deste estudo foi feita por análise direta de gradientes (Whittaker 1972), na qual é possível correlacionar as variações quantitativas das espécies arbóreas nas parcelas com as variáveis ambientais (Kent & Coker 1992; Vázquez & Givinish 1998) e espaciais, segundo procedimento interativo proposto por Borcard *et al.* (1992). Esta análise permite estabelecer associações entre as variações para espécies, variáveis ambientais e espaciais ao mesmo tempo, e avaliar os fatores ambientais responsáveis pelas variações na distribuição de espécies de comunidades (teer Braak 1986). A utilização das variáveis espaciais permite estimar a proporção da variação dos dados das espécies que é explicada separadamente pelas variáveis ambientais e espaciais, bem como quanto cada conjunto de variáveis participa indistintamente, assim como a variação remanescente não explicada pelas variáveis empregadas (Machado *et al.* 2008).

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) com os dados da vegetação, do ambiente e dados espaciais requer a construção de três matrizes (Borcard *et al.* 1992). A primeira matriz incluiu a densidade absoluta de espécies que ocorreram em parcelas com mais de cinco indivíduos. Segundo Jongman *et al.* (1995) e Gauch (1982) a exclusão das espécies raras reduz ruídos nas análises e facilita a interpretação ecológica dos resultados. Assim, a matriz final analisada totalizou 46 espécies e 35 parcelas. Os

dados de abundância das espécies foram transformados pela expressão $\ln(DA + 1)$ para compensar a baixa frequência de espécies com alta abundância (ter Braak 1995).

A segunda matriz é formada pelas variáveis ambientais e incluiu, a princípio, todas as variáveis edáficas e do relevo. A multicolinearidade (fator de inflação > 20) e a correlação fraca com os eixos de ordenação (coeficiente de correlação $< 0,3$) foram critérios utilizados para a eliminação de variáveis (ter Braak & Smilauer 1998). A matriz final incluiu: Ca, Mg, Al, H + Al, K, Zn, B, Fe Mn, % Umidade do solo e altitude das parcelas. A variável % Umidade foi transformada pela expressão $\arcsin \sqrt{x}$ para obter normalidade (Lepš & Smilauer 1999). O teste de permutação de Monte Carlo foi aplicado para avaliar a significância das correlações entre as abundâncias das espécies e as variáveis ambientais (ter Braak 1987). Para estas análises foram acrescentadas as variáveis categóricas PP e PAR que resultaram da classificação da vegetação (Capítulo 3).

A terceira matriz foi constituída de variáveis espaciais e foi construída a partir das coordenadas binárias, latitude e longitude, tomadas no início de cada parcela, denominadas x e y, respectivamente. A partir destas coordenadas foram construídas sete variáveis: $x^2 \cdot x^3$, y^2 , y^3 , $x \cdot y$, $x^2 \cdot y$ e $x \cdot y^2$, segundo modelo polinomial para a análise, proposto por Borcard *et al.* (1992). As variáveis espaciais incluídas nas análises finais foram selecionadas pela rotina de seleção progressiva de variáveis associadas a testes de permutação de Monte Carlo, para verificar a significância ou não das mesmas na distribuição das espécies (Machado *et al.* 2008). Após esta rotina as variáveis x e y foram selecionadas.

Em seguida procedeu-se a análise dos dados, com a realização de quatro CCA: a primeira relacionou a matriz dos dados das espécies com as variáveis ambientais e edáficas (CCA₁), a segunda com as variáveis espaciais (CCA₂), a terceira com as variáveis ambientais e co-variáveis espaciais (CCA₃) e a quarta com as variáveis espaciais e co-variáveis ambientais (CCA₄). O procedimento das análises foi feito com a versão 4.5 do pacote CANOCO for Windows (ter Braak & Smilauer 1998).

A interpretação do resultado da CCA foi feita com base no diagrama de ordenação “biplot” formado para a CCA₁. Neste diagrama as variáveis ambientais estão

representadas por setas, onde a posição de sua ponta reflete o autovalor da correlação da variável com o eixo de ordenação e o seu tamanho a relação com o padrão de variação das espécies (Kent & Coker 1992).

O teste de Monte Carlo (ter Braak 1986) consiste na permutação aleatória das linhas da matriz de variáveis ambientais, espaciais e de abundância, com o intuito de testar a significância da correlação entre as matrizes, identificando a probabilidade de acerto da relação encontrada entre as matrizes originais (Souza *et al.* 2003). Este teste foi aplicado para estimar a proporção da variação dos dados das espécies explicada pelas variáveis ambientais e espaciais em conjunto e em separado, bem como a variação remanescente, não explicada por qualquer variável empregada (Machado *et al.* 2008).

4.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 - Caracterização do solo

O Pico do Jabre está inserido na Província Geotectônica da Borborema, constituída principalmente de terrenos cristalinos (ígneos e metamórficos), com idades do Arqueano e principalmente Proterozóico (Wanderley 2002) no Pré-Cambriano, e foram áreas bastante erodidas no Quaternário, relacionadas principalmente às oscilações climáticas do Pleistoceno no Quaternário (Jatobá & Lins 2001), considerado verdadeiro *inselberg*, em meio a paisagem da Caatinga nordestina (Wanderley 2002).

Há poucos estudos sobre propriedades físicas e químicas dos solos nas Florestas Montanas no Nordeste (Tavares *et al.* 2000; Pereira *et al.* 2002; Moura 1997; Lyra 1982). Nenhum estudo específico existe para a área no Pico do Jabre, apenas o levantamento realizado pela EMBRAPA (2006) associa a região às classes Neossolos Litólicos e Argissolos. A caracterização dos solos no município de Teixeira, que até 2001 englobava o município de Maturéia, onde está o Pico do Jabre, apontou solos Litólicos, férteis, com textura média a arenosa, pouca profundidade, alta pedogiosidade e substrato Gnaisse e Granito para as áreas de relevo forte ondulado a montanhoso, tal qual no Pico do Jabre (Santos & Menino 2008)

4.3.1.1. Análise granulométrica e teor de umidade do solo

Os resultados da análise granulométrica do solo mostra que a textura dos solos variou entre franco argilo arenosa (61,2%), argilo arenosa (19,44%), argilosa (13,88%) e franco arenosa (5,55,%), segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (IBGE 1997) (Tabela 4.1). Metade das parcelas apresentou quantidade de argila superior a 35%. A maior quantidade de argila proporciona maior retenção de água e nutrientes (Brady & Weil 2002). A argila é importante nos solos por representar a fração ativa que afeta as relações entre os solos e plantas, por armazenar os nutrientes em suas cargas negativas e por reter a água em sua superfície. As características físicas do solo em termos de quantidade e as porcentagens de areia (diâmetro das partículas de 2,0 a 0,05 mm), silte (0,05 a 0,002 mm) e argila (< 0,002 mm) não apresentaram diferença significativa entre as comunidades preservada (PP) e alterada e com rochosidade (PAR) (Tabela 4.2), confirmando o caráter predominantemente argiloso da área amostrada.

O teor de umidade do solo variou entre 7,31 - 44,94%, com Coeficiente de Variação (CV) muito alto (54,26%) entre as parcelas. A comunidade PP, no topo, apresentou valores médios mais elevados que PAR, na base do Pico do Jabre (Tabela 4.2), diferente do frequentemente encontrado com o aumento da umidade rumo à base (Resende *et al.* 1988).

Tabela 4.1: Características texturais dos solos superficiais (0-20 cm), umidade do solo, altitude, latitude e longitude tomados de 36 parcelas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

Parcelas	Classe Textural			Umidade (%)	Altitude (m)	Latitude (sul)	Longitude (Oeste)	
	Argila	Silte	Areia					
	(g/kg)							
P1	190	50	760	Franco argilo-arenosa	11,38	1085	7° 15' 5,76"	37° 22' 57,84"
P2	270	70	660	Franco argilo-arenosa	10,1	1056	7° 15' 2,82"	37° 22' 58,25"
P3	300	80	620	Franco argilo-arenosa	12,15	1021	7° 15' 2,64"	37° 22' 58,62"
P4	340	90	570	Franco argilo-arenosa	12,08	1097	7° 15' 6,6"	37° 22' 57,96"
P5	140	60	800	Franco-arenosa	19,09	1106	7° 15' 5,94"	37° 22' 52,08"
P6	470	110	420	Argilosa	18,71	1109	7° 15' 3,12"	37° 22' 51,54"
P7	130	70	800	Franco-arenosa	8,08	1075	7° 15' 0,86"	37° 22' 51"
P8	230	70	700	Franco argilo-arenosa	27,15	1062	7° 15' 7,74"	37° 22' 51,9"
P9	400	100	500	Argilo-arenosa	16,55	1023	7° 15' 10,74"	37° 22' 51,66"
P10	330	90	580	Franco argilo-arenosa	11,13	988	7° 15' 13,98"	37° 22' 51,66"
P11	320	90	590	Franco argilo-arenosa	12,46	891	7° 15' 22,38"	37° 22' 50,04"
P12	420	110	470	Argilosa	8,66	1089	7° 15' 2,64"	37° 22' 49,26"
P13	320	90	590	Franco argilo-arenosa	18,38	1046	7° 15' 3,24"	37° 22' 45,96"
P14	400	100	500	Argilo-arenosa	16,26	1031	7° 15' 2,1"	37° 22' 43,14"
P15	300	80	620	Franco argilo-arenosa	9,98	1024	7° 15' 3,9"	37° 22' 40,92"
P16	460	100	440	Argilosa	16,13	1049	7° 15' 3,96"	37° 22' 36,54"
P17	370	90	540	Franco argilo-arenosa	10,79	1060	7° 15' 4,2"	37° 22' 31,62"
P18	400	100	500	Argilo-arenosa	7,31	1050	7° 15' 4,44"	37° 22' 29,68"
P19	370	90	540	Franco argilo-arenosa	13,72	940	7° 15' 59,4"	37° 22' 49,2"
P20	400	100	500	Argilo-arenosa	9,04	1041	7° 15' 59,82"	37° 22' 46"
P21	370	90	540	Franco argilo-arenosa	14,04	1059	7° 15' 0,36"	37° 22' 42,48"
P22	300	80	620	Franco argilo-arenosa	12,69	1051	7° 15' 0,6"	37° 22' 39,64"
P23	440	110	450	Argilosa	8,33	1055	7° 15' 0,54"	37° 22' 36,42"
P24	350	100	550	Franco argilo-arenosa	11,19	1043	7° 15' 0,66"	37° 22' 33,54"
P25	320	90	590	Franco argilo-arenosa	8,44	1027	7° 14' 56,7"	37° 22' 49,38"
P26	380	100	520	Argilo-arenosa	9,72	1048	7° 14' 57,36"	37° 22' 46,26"
P27	370	90	540	Franco argilo-arenosa	7,75	1062	7° 14' 59,04"	37° 22' 43,68"
P28	370	90	540	Franco argilo-arenosa	13,71	1061	7° 14' 59,16"	37° 22' 43,5"
P29	310	80	610	Franco argilo-arenosa	8,63	1067	7° 14' 59,22"	37° 22' 40,74"
P30	340	90	570	Franco argilo-arenosa	9,21	1065	7° 14' 59,82"	37° 22' 38,16"
P31	270	90	640	Franco argilo-arenosa	7,39	986	7° 15' 0,66"	37° 22' 33,54"
Continua tabela 4.1								
P32	420	110	470	Argilo-arenosa	8,48	1035	7° 14' 54,12"	37° 22' 45,48"
P33	470	110	420	Argilosa	11,42	1063	7° 14' 54,6"	37° 22' 42,18"
P34	400	100	500	Argilo-arenosa	27,74	1107	7° 15' 6,48"	37° 22' 58,03"
P35	320	90	590	Franco argilo-arenosa	44,94	1116	7° 15' 6,18"	37° 22' 53,16"
P36	320	90	590	Franco argilo-arenosa	23,97	1107	7° 15' 4,74"	37° 22' 51,6"
Media	341,94	90,28	567,78	-	13,8	1049,86	-	-
σ	81,3	14,04	94,27	-	7,49	45,74	-	-
CV	23,78	15,55	16,6	-	54,26	4,36	-	-

Tabela 4.2: Média, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) das propriedades físicas de amostras superficiais de solo (0 -20 cm), umidade do solo e altitude para as comunidades PAR e PP comparadas pelo teste de Kruskal-Wallis, na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre.

	Comunidade PP			Comunidade PAR			Kruskal-Wallis
	Média	σ	CV	Média	σ	CV	
Argila	328,46	85,31	25,97	368	50,51	13,73	ns
Limo	88,46	14,34	16,21	94	11,74	12,49	ns
Areia	583,08	98,46	16,89	538	61,61	11,45	ns
%Umidade	14,44	8,49	58,82	11,24	2,89	25,68	ns
Altitude	1054,6	47,8	4,54	1035,5	37,52	3,62	ns

4.3.1.2 - Características químicas (macronutrientes) e classe de reação do solo.

- pH (CaCl₂)

O pH tem efeito indireto na produtividade e crescimento das plantas por afetar a disponibilidade de nutrientes, exceto em valores abaixo de 4,2 quando a concentração de íons de Hidrogênio pode deter a absorção de cátions pela raiz (Sánchez 1981). Em pH elevados a disponibilidade das cargas negativas na fração argila aumenta. Assim, ocorre a redução na disponibilidade de Al, o que torna possível a adsorção de outros cátions (Ca, Mg e K) bem como a redução nas perdas por lixiviação e aumento na disponibilidade de cátions para as plantas (Sánchez 1981). O pH alto também favorece altos níveis de MO e atividade biológica no solo (Brady & Weil 2002).

Os níveis de pH dos solos em áreas de Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas normalmente são mais altos que na vegetação caducifolia espinhosa da caatinga circundante (Tavares *et al.* 2000; Vasconcelos Sobrinho 1971). Na área em estudo, o pH variou entre 3,7 a 6,0, com média de 4,94 (Tabela 4.3). O solo na maioria das parcelas (22 - 61,1%) foi classificado como fortemente ácido (pH= 4,3-5,3), 10 (27,7%) moderadamente ácidos (pH= 5,4-6,5) e 4 (11,1%) extremamente ácidos (pH= < 4,3). Nestas últimas os altos níveis de Al e H + Al contribuíram para os valores extremos do pH. Os desvios padrões das médias resultaram em coeficientes de variação de 12,75%, o que indica variação média nos valores. Em níveis de pH fortemente ácidos espera-se que a saturação de base seja baixa devido a alta solubilidade do Alumínio.

Tabela 4.3: Características químicas de amostras do solo superficial (0-20 cm) na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. (CTC = Capacidade de Troca Catiônica; V % = Saturação por bases; m % = saturação por alumínio).

Parcela	pH (CaCl ²)	Ca Cmol/dm ³	Mg (mE/100 ml)	Al	H+Al	K	S mg/dm ³ (ppm)	P (MeL)	M. O. (g/dm ³)	Na	Zn	B	Cu	Fe	Mn	CTC	V (%)	m (%)
P1	5,5	13,6	3,9	0	3,7	0,25	11	23,7	260	20	10,5	0,11	0,4	18	41,5	21,54	82,81	0
P2	5,7	14	3,6	0	3,1	0,39	11	22,3	240	25	9,2	0,18	0,1	15	42,1	21,2	85,37	0
P3	5,3	11,5	3,4	0	2,7	0,35	7,1	12,7	103	18	13,3	0,11	0,6	5,9	83,1	18,03	85,01	0
P4	4,4	6,9	1,7	1	4,8	0,2	5,6	18,8	92	15	8	0,16	0,2	71,6	30	13,66	64,9	10,2
P5	3,9	2,5	0,7	1,5	12,1	0,18	6,4	19,4	290	19	10,6	0,23	0,1	66,8	27	15,56	22,25	30,74
P6	4,8	6,6	2,3	0,1	3,5	0,35	7,9	10,4	100	15	5,3	0,11	0,2	32	29,1	12,81	72,72	1,07
P7	5	12,4	3	0,1	6,2	0,21	7,9	56	390	18	15,3	0,2	0,5	30,3	81,1	21,89	71,67	0,64
P8	4,5	7,6	1,8	0,5	7,1	0,2	8,7	15,5	250	22	6,2	0,25	0,3	50,5	35	16,8	57,71	4,95
P9	4,7	8,6	2,4	0,2	4	0,34	5,6	5,3	105	18	6,8	0,16	0,6	34,5	28,5	15,42	74,05	1,73
P10	5,2	10,6	2,7	0	2,8	0,29	5	9,2	108	7	10	0,11	0,3	13	56,6	16,42	82,95	0
P11	5,2	8	2,8	0	2,9	0,38	5	6	82	10	11,7	0,11	0,2	17,6	55,5	14,12	79,49	0
P12	4,3	4,4	1,4	0,9	7,6	0,1	5	5,3	92	9	5,7	0,2	0,2	56,2	19,4	13,63	44,23	13,06
P13	5,1	9,9	2,6	0	4	0,33	5,6	8,8	103	26	10,9	0,23	0,1	25	48,1	16,94	76,4	0
P14	5,6	9,4	2,1	0	2,4	0,36	5,6	5,6	100	20	7,9	0,04	0,2	11,8	58,6	14,35	83,25	0
P15	4,6	4,5	1,2	0,1	2,8	0,23	7,1	10,4	63	14	8	0,09	0,4	27,1	48,7	8,79	68,15	1,66
P16	4,1	3,3	1,1	1	4,6	0,26	7,1	8,1	71	10	3,6	0,11	0,3	88,1	41,7	9,3	50,57	17,67
P17	4,6	7,6	1,7	0,2	3	0,23	7,9	10	94	12	9,2	0,16	0,3	20,3	70,6	12,58	76,17	2,06
P18	4,4	7,6	1,8	0,2	4,3	0,3	11	7,4	92	13	2,6	0,13	0,3	46,6	22,4	14,06	69,39	2,02
P19	5,9	12,9	2,5	0	2,1	0,42	9,5	12	89	18	15	0,04	0,3	6,7	91,1	18	88,32	0
P20	5,9	10,3	2,3	0	2,2	0,37	8,7	40,8	71	12	15,6	0,9	0,4	18	76,4	15,22	85,56	0
P21	4,3	8	1,5	0,3	6,4	0,24	5,6	10,8	50	19	8,9	0,18	0,3	58	50,8	16,22	60,56	2,99
P22	5,1	10,7	2,8	0	3,1	0,32	5,6	16	108	16	18,9	0,2	0,3	13,3	84	16,99	81,75	0
P23	4,8	6,5	1,9	0,1	3,4	0,37	7,9	15	67	10	5,3	0,06	0,4	39,4	39	12,21	72,18	1,13
P24	5,7	9	2,6	0	2,7	0,39	9,5	25,5	84	18	24,9	0,11	0,4	13	80,4	14,77	81,71	0
P25	5,8	9,2	2	0	2	0,29	9,5	23,7	87	16	16,9	0,11	0,5	6,2	93	13,56	85,25	0
P26	5,1	7,7	2,3	0	3,3	0,2	11	23,7	80	13	5,6	0,11	0,4	36,7	34,1	13,56	75,64	0
P27	6	8,8	2,2	0	2	0,33	10,2	68	75	14	25,9	0,11	0,8	14,3	142,5	13,39	85,07	0
P28	5,5	7,5	2,1	0	2,1	0,33	10,2	34,4	73	11	22,5	0,18	0,6	19,3	103,2	12,08	82,6	0

Continua tabela 4.3

P29	4	2,4	1	0,4	4,2	0,2	11	17,8	69	9	5,4	0,18	0,4	53,7	59,1	7,84	46,42	10
P30	4,9	5,2	1,5	0,1	2,7	0,25	7,9	9,2	61	13	9,7	0,18	0,3	26,1	69	9,71	72,16	1,42
P31	5,9	11,6	3,3	0	2,1	0,28	8,7	43,4	103	20	21,7	0,13	0,2	9,2	122,5	17,37	87,89	0
P32	4,4	3,5	1,3	0,2	3,4	0,22	11,8	6,7	54	20	3,5	0,11	0,4	42,1	37,6	8,51	60,01	3,83
P33	4,8	5,4	1,5	0,1	3,3	0,21	8,7	5	54	12	3,5	0,09	0,1	28	22,8	10,46	68,47	1,39
P34	4,4	2,8	1,1	0,2	7,5	0,22	11	7,4	80	18	3,2	0,13	0,4	78,3	24,5	11,7	35,88	12,71
P35	3,7	2,3	0,7	1,7	12,1	0,17	8,7	5,6	113	15	3,2	0,23	0,2	83,9	26,5	15,33	21,1	34,91
P36	4,9	6,2	1,9	0,2	4,5	0,21	10,2	7,7	150	17	5,2	0,13	0,2	41,8	27,7	12,88	65,09	2,35
Média	4,94	7,75	2,08	0,26	4,19	0,28	8,23	17,43	113,97	15,61	10,27	0,14	0,33	33,84	55,64	14,36	69,66	4,35
Desv pad	0,63	3,27	0,8	0,43	2,48	0,08	2,12	14,73	75,65	4,52	6,39	0,05	0,16	23,19	30,15	3,47	17,44	8,29
CV	12,76	42,23	38,53	164,1	59,24	27,97	25,73	84,5	66,38	28,98	62,23	38,07	48,41	68,53	54,18	24,15	25,04	190,68

- Matéria Orgânica (MO)

A matéria orgânica é fundamental no processo de ciclagem de nutrientes, age no tamponamento no solo em função de alterações bruscas de pH além de ser responsável pela CTC no solo (Vargas & Hungria 1997). A interação entre MO e a fração argila influencia de forma marcante no desenvolvimento da estrutura do solo, com a formação e estabilização de agregados que melhoram as condições de aeração e de infiltração, sendo esta é uma das funções mais importantes da matéria orgânica no solo (Brady & Weil 2002). A MO influencia indiretamente nas plantas com as interferências nas propriedades físicas, biológicas e químicas do solo através da cadeia de múltiplos benefícios como suprir nutrientes, reter cátions, ânions e umidade e manter a boa estrutura do solo (Sánchez 1981).

No Pico do Jabre a MO apresentou-se bastante variável (CV=66,38%) entre as parcelas, oscilando entre 5,0% e 39,0%, com média 11,4% (Tabela 4.3). Este teor foi considerado alto e indicou que o solo é rico em MO. A comunidade PP apresentou valores mais altos de MO e maior CV que em PAR (Tabela 4.4). Em PP a quantidade de MO foi superior provavelmente em função da maior produção de serapilheira, por apresentar maior densidade arbórea e pela menor mineralização devido às menores temperaturas nas áreas mais altas de regiões montanhosas (Begon *et al.* 2008).

- Alumínio, H + Al e Saturação por Alumínio

A maior contribuição para a acidez do solo talvez se dê pela formação e subsequente dissociação de íons H^+ de ácidos carbônicos, embora o pH seja definido pela alta concentração deste íon. O Alumínio também tem papel central na acidez do solo (Brady & Weil 2002) e atua em conjunto com o H^+ . Estes dois cátions juntos são considerados cátions ácidos, e influenciam a CTC do solo por tornar indisponível os sítios de colóides negativos para os cátions trocáveis (Brady & Weil 2002).

O Alumínio não é nutriente e afeta as plantas e muitas bactérias que participam do ciclo do N. Em concentrações acima de 1 ppm, o Al causa redução direta no rendimento das plantas (Sánchez 1981). A concentração de MO em solos Tropicais regulada a toxicidade de Al^{+3} e outros íons (Fageria *et al.* 1992) pela possibilidade de formar

complexos de forma não trocável (Brady & Weil 2002). Níveis acima de $1,0 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ de Al trocável, e/ou $5,0 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ de H + Al e/ou 20% de saturação de Al são considerados altos e limitantes para as plantas cultivadas (Malavolta 1989).

No Pico do Jabre os níveis de Al variaram de 1,7 a $0 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$, com CV muito alto (164,1%) (Tabela 4.3). A maioria das parcelas (27 – 75%) apresentou teores abaixo de $0,25 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$, considerado baixo. A parcela 35, com o mais alto teor de Al ($1,7 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$), incluiu elevado número de árvores, 136 (6,63%). A classe de reação do solo foi fortemente ácida para todas as parcelas (EMBRAPA 2006).

Houve grande diferença entre as comunidades PP e PAR em relação a Alumínio, H + Al e Saturação por Alumínio (Tabela 4.4). A comunidade PP incluiu todas as parcelas com os maiores teores de Al. A comunidade PAR apresentou os menores teores de Al e os maiores níveis de K, Mg, Ca e Zn, que resultaram em maior CTC e Saturação por bases.

- Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3 - \text{me}/100 \text{ ml}$)

O Cálcio disponível para as plantas é adsorvido nos colóides (trocável) e presente na solução do solo (Ca^{2+}). A disponibilidade deste elemento no solo é afetada pelo pH e é menor em solos ácidos. O Ca integra a parede celular, aumenta a resistência mecânica dos tecidos e neutraliza os ácidos orgânicos no citosol (Prado 2008). Participa, juntamente com o AIA (Ácido Indolacético), do estímulo ao crescimento celular nas regiões apicais da planta (Rains 1976). Funciona também na ativação de enzimas, que influencia diversos processos nas plantas, como na estrutura e funcionamento das membranas, absorção iônica, reações com hormônios vegetais e ativação enzimática (Malavolta *et al.* 1989). Segundo Prado (2008) a concentração mínima de Cálcio no solo para manter ótimo crescimento radicular é de 2,5 a $8,0 \text{ mmol}_c/\text{dm}^3$.

No Pico do Jabre o teor de Ca variou de 2,3 a $14 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$, com CV=42,26% Tabela 4.3). Dentre as 36 parcelas 91,66% apresentaram concentração de Ca $> 3,0 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$, considerada alta. As menores concentrações foram observadas nas parcelas de solos mais ácidos na comunidade PP (Tabela 4.4). Este nutriente pode ser perdido por lixiviação e sua retenção no solo está relacionada à matéria orgânica na superfície (Prado 2008).

O Magnésio faz parte da estrutura de minerais de argila e se torna trocável no processo de intemperização, adsorvido aos colóides e componentes da matéria orgânica do solo (Prado 2008). Este está mais disponível no solo sob pH alto (próximo de 6,5), assim como em teores altos de Cálcio (Prado 2008). Na planta, figuram entre as principais funções do Mg, a participação na constituição da clorofila, onde é o átomo central e também como ativador enzimático (Prado 2008), sua deficiência causa redução na taxa fotossintética.

O teor de Mg variou de 0,7 a 3,9 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$, com $\text{CV}=38,56\%$ (Tabela 4.3). Este nutriente está presente acima do nível crítico em sua forma trocável no solo em todas as parcelas ($\leq 0,5\text{cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$). Sua disponibilidade no solo tem relação direta com o pH e foi menor no solos mais ácidos na comunidade PP. O teste de Kruskal-Wallis apontou diferenças significativas para a concentração de Mg entre as comunidades PP e PAR (Tabela 4.4).

- Potássio (K) ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$)

O potássio apresenta-se no solo principalmente na forma mineral e seus teores trocáveis são baixos em relação aos totais presentes no solo. Na planta, o K não faz parte de qualquer composto orgânico, não tendo função estrutural e sim como ativador enzimático (Prado 2008). Na fisiologia da planta exerce função fundamental na abertura e fechamento dos estômatos, e no potencial osmótico na planta (Prado 2008). Plantas bem supridas de K apresentam baixa perda de água por redução na taxa de transpiração, que depende não só do potencial osmótico, como da abertura dos estômatos e em decorrência, têm maior eficiência no uso da água. Desta forma, boa nutrição em K está relacionada a melhor tolerância à seca e à severidade no inverno; melhor resistência a doenças fúngicas e maior tolerância a insetos (Brady & Weil 2002). Este nutriente é facilmente perdido por lixiviação.

O teor de potássio variou de 1,0 a 0,42 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$, com CV de 27,97% (Tabela 4.3). Concentrações de K no solo $<0,15 \text{cmol}_c/\text{dm}^3$ são consideradas baixas (Prado 2008). No Pico do Jabre 35 (97,2%) das parcelas apresentaram teores acima deste valor. A comunidade PAR apresentou maior teor e menor CV nos valores de K, e houve

diferença estatística significativa em relação à comunidade PP pelo teste de Kruskal-Wallis (Tabela 4.4). A análise de CCA apontará se este nutriente provocou mudanças na composição florística na área.

- Fósforo (P) (Mel.)

Plantas e animais não podem crescer sem P que é o componente essencial do composto orgânico que confere energia às células: a adenosina trifosfato (ATP). É também componente essencial do DNA, responsável pela herança genética e do RNA que direciona a síntese de proteínas (Brady & Weil 2002).

Na maioria dos solos a quantidade de P disponível da solução do solo, em qualquer tempo, é muito baixa, um pouco acima de 0,01% do P total do solo (Brady & Weil 2002). De 20-80% do P encontrado no solo está sob a forma orgânica (Raghotama 1999) e a disponibilidade deste elemento no solo depende do pH, com valores próximos de 6,5 promovendo maior disponibilidade e conseqüentemente maior absorção pelas plantas (Prado 2008). A presença de Mg tem efeito sinérgico na absorção do P, funcionando como carreador deste nutriente. O P participa, direta e indiretamente, de inúmeros fenômenos biológicos, nos seus diferentes compostos (Prado 2008) e é perdido do solo por remoção pelas plantas, erosão das partículas do solo e dissolvido na água de escoamento (Brady & Weil 2002).

Os valores de P registrados nas parcelas variaram entre 68 e 5 ppm, com coeficiente de variação muito alto (84,5%) (Tabela 4.3). A comunidade PAR apresentou maior média e menor CV que PP (Tabela 4.4).

- Enxofre (S) (mg/dm^3 – ppm)

O Enxofre é considerado indispensável para muitas reações em células vivas. Este faz parte da constituição dos aminoácidos metionina, cisteína e cistina. Nas plantas faz parte de muitas enzimas protéicas que regulam a atividade da fotossíntese e a fixação de Nitrogênio. Plantas saudáveis possuem na folha de 0,15 – 0,45 % de S.

Sua deficiência foi registrada em várias partes do mundo, causada por baixo conteúdo no material de origem, onde há intemperismo e lixiviação intensos e pouca reposição pelos gases da atmosfera. Suas principais fontes para absorção pelas plantas são a Matéria Orgânica, minerais no solo e o S da atmosfera. Este é retido por colóides do solo e lentamente disponibilizado para as plantas. A participação de microorganismos do solo libera sua forma inorgânica, disponível para as plantas.

A concentração do nutriente nas parcelas variou de 11,8 a 5 ppm (Tabela 4.3), e foi pouco variável entre as comunidades PP e PAR, com maior concentração e menor CV na segunda comunidade (Tabela 4.4).

4.3.1.3 - Micronutrientes

- Sódio (Na) (mg/dm^3)

Na nutrição mineral de plantas o Sódio tem papel de substituir o K em funções específicas do meristema, na expansão de tecidos e células, no balanço de água nas plantas e no aumento do número de estômatos por área. Esta substituição pode chegar a 95% do K presente no substrato em algumas espécies (Caldeira *et al.* 2004, segundo Marschner 1997).

Os níveis de Na variaram de 29 a 7 mg/dm^3 (Tabela 4.3) e foram semelhantes nas duas comunidades (Tabela 4.4), aparentemente não influenciaram na flora e estrutura da comunidade.

A Porcentagem de Sódio Trocável ($\text{PST} = (100 \cdot \text{Na})/\text{CTC}$) teve valores $> 15\%$ em todas as parcelas, conferindo caráter sódico ao solo (EMBRAPA 2006), comum em regiões com relação precipitação/evapotranspiração baixa.

Tabela 4.4: Média e desvio padrão das propriedades químicas de 36 amostras superficiais de solo (0 – 20 cm) coletadas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB e comparação entre as comunidades PP e PAR formados na primeira divisão do TWINSPAN pelo teste de Kruskal-Wallis. (V = saturação de bases; m = saturação de alumínio).

	Comunidade PP			Comunidade PAR			Teste
	Média	σ	CV	Média	σ	CV	Kruskal-Wallis
pH	4,82	0,63	13,00	5,28	0,53	10,13	ns
Ca	7,08	3,34	47,12	9,48	2,47	26,03	ns
Mg	1,94	0,85	44,09	2,43	0,51	21,08	*
Al	0,33	0,48	145,81	0,05	0,08	169,97	ns
H+Al	4,63	2,77	59,75	3,03	0,77	25,33	ns
K	0,25	0,07	26,93	0,34	0,06	18,13	**
S	7,93	2,1	26,48	9,00	2,06	22,94	ns
P	16,35	15,9	97,2	20,24	11,39	56,3	ns
MO	119	83,61	70,26	100,9	50,75	50,3	ns
Na	15,69	4,61	29,38	15,4	4,53	29,39	ns
Zn	9,36	5,66	60,5	12,64	7,83	61,91	ns
B	0,15	0,05	36,62	0,21	0,25	120,31	ns
Cu	0,31	0,16	52,41	0,38	0,15	38,83	ns
Fe	37,53	25,19	67,11	24,25	13,71	56,55	ns
Mn	53,92	30,73	56,99	60,12	29,69	49,38	ns
CTC	13,98	3,67	26,28	15,35	2,78	18,13	ns
V %	65,62	19	28,96	79,66	6,4	8,03	*
m %	5,81	9,37	161,29	0,49	0,81	166,88	*

* diferenças significativas de acordo com o teste de Kruskal-Wallis ($p = 0,05$).

** diferenças significativas de acordo com o teste de Kruskal-Wallis ($p = 0,01$).

- Zinco (Zn) (mg/dm^3)

Este micronutriente apresenta baixa concentração no solo com parte adsorvida às argilas e outra “presa” à matéria orgânica. Na solução do solo é encontrado principalmente com complexos orgânicos solúveis. Sua baixa concentração e disponibilidade é dependente de outros fatores do solo, que afetam sua disponibilidade para as plantas. O Zn estará em menor disponibilidade quanto maior for o pH na solução do solo (Prado 2008). Altos teores de MO podem “fixar” o Zn, imobilizando-o temporariamente. Concentrações $< 0,7 \text{ mg}/\text{dm}^3$ ou até $1,5 \text{ mg}/\text{dm}^3$ exigem aplicação deste micronutriente em muitas culturas (Prado 2008).

A concentração de Zn foi encontrada bem acima dos valores mínimos para a maioria das plantas cultivadas, com variação de 2,6 a 25,9 e média de 10,27 ppm (Tabela 4.3). A concentração média foi maior na comunidade PAR (Tabela 4.4).

- Boro (B) (mg/dm³)

As plantas têm como principal fonte de Boro a matéria orgânica do solo. Concentrações < 0,20 mg/dm³ são consideradas baixas e médias quando entre 0,20 – 0,60 mg/dm³ (Raij *et al.* 1996, segundo Prado 2008). O Boro tem suas funções principais relacionadas com a estrutura da parede celular (Epstein & Bloom 2006).

Este micronutriente está presente em concentrações abaixo de 0,20 mg/dm³ em 29 (80,5%) das parcelas, com média 0,14 mg/dm³, embora com CV muito alto (38,1%) (Tabela 4.3). A comunidade PAR apresentou nível médio pouco acima do limitante (0,21 mg/dm³) e superior a comunidade PP, embora com valores de CV também muito alto (Tabela 4.4).

- Cobre (Cu) (mg/dm³)

O Cobre no solo apresenta-se com ligação forte a colóides organominerais e até 98% da quantidade existente na solução do solo pode estar complexada por compostos orgânicos. Por inferência, quanto maior o teor de matéria orgânica no solo, menor será a disponibilidade de Cu nas plantas (Prado 2008). Concentrações abaixo de 0,3 mg/dm³ são consideradas baixas e médias quando entre 0,3 e 1,0 mg/dm³ (Prado 2008 segundo Raij *et al.* 1996).

No metabolismo vegetal o Cu tem facilidade para o transporte de elétrons, característica importante nos processos fisiológicos de oxirredução, assim, tem como principais funções constituir ou ativar enzimas (Prado 2008). Um dos processos vitais afetado pela deficiência de Cobre é a fotossíntese, pelo transporte eletrônico entre os fotossistemas I e II. O aumento na disponibilidade de Cu favorece a nodulação em leguminosas e, por conseguinte a fixação de Nitrogênio.

O teor de Cobre na planta pode variar de 1-5 mg/kg ou até 100 mg/Kg. Nos solos da área do Pico do Jabre, o valor médio do Cobre presente foi 0,33 mg/dm³ (Tabela 4.3), com CV muito alto e valores médios e menor CV na comunidade PAR (Tabela 4.4).

- Ferro (Fe) (mg/dm³)

Embora frequentemente presente em grande quantidade, a baixa solubilidade de compostos de Ferro resulta em baixas concentrações no solo. O aumento do pH diminui mais ainda sua disponibilidade. Na planta está presente em sua maior parte nos cloroplastos, com influência na fotossíntese. É importante na biossíntese da clorofila, participa do transporte de elétrons como também na ativação de enzimas (Prado 2008).

Concentrações no solo < 5 mg/dm³ são consideradas baixas e médias entre 1 – 12 mg/dm³. Na área em estudo apenas 5 (13,8%) das parcelas apresentaram valores abaixo de 12 mg/dm³, com valor médio de 33,5 mg/dm³ (Tabela 4.3). O teor médio foi maior na comunidade PP (37,53 mg/dm³) do que na comunidade PAR (24,25 mg/dm³), com ambas apresentando teores acima do mínimo, embora com muita variação entre as parcelas com CV de 67,11 e 56,55%, respectivamente (Tabela 4.4). A maior concentração no grupo PP se deve a maior acidez nestas parcelas tornando o Fe mais solúvel e disponível. Esta atuação conjunta pode causar toxidez e gerar dominância de algumas espécies na vegetação (Marimon *et al.* 2001).

- Manganês (Mn) (mg/dm³)

O manganês é elemento presente em grande quantidade em solos tropicais, com teores apenas menores que os do Ferro. Este é liberado durante o processo de intemperização da rocha matriz. Sua disponibilidade depende principalmente do pH, do potencial de oxirredução, da matéria orgânica e do equilíbrio com outros cátions, como Fe, Ca e Mg.

No metabolismo da planta, por sua relativa facilidade de mudança no estado de oxidação, tem papel importante nos processos de oxirredução, como o transporte de elétrons na fotossíntese e desintoxicação dos radicais livres. Também está envolvido em sistemas enzimáticos, seja como constituinte, ou como ativador (Prado 2008).

Concentrações no solo < 1,5 mg/ dm³ são consideradas baixas, e média 1,5 – 5,0 mg/ dm³ (Tabela 4.3). Todas as parcelas da área apresentaram valores bem acima da faixa da média para a maioria das plantas cultivadas, com média de 55,64 mg/ dm³. A comunidade PAR apresentou valores médios levemente superiores a PP (Tabela 4.4).

4.3.1.4 - Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e Saturação por Bases (V %)

A CTC é expressa pelo número de moles de cargas positivas adsorvidas por unidade de massa (cmol_c/kg) (Brady & Weil 2002). A CTC de solos é determinada pela quantidade relativa de diferentes colóides no solo e pela CTC de cada um destes colóides (Brady & Weil 2002). A CTC é baixa quando o pH é baixo. Solos argilosos têm CTC maior do que solos arenosos por conter maior quantidade de material coloidal, assim como solos com maior quantidade de MO pelo papel primordial do húmus nas reações de troca de cátions, em relação às argilas inorgânicas (Brady & Weil 2002). A CTC é comumente usada para determinar o potencial de fertilidade do solo, por refletir a quantidade de cátions que este solo pode adsorver (Prado 2008).

A CTC nas parcelas variou de 7,84 a 21,89 com média de 14,36 (Tabela 4.3). A comunidade PAR apresentou maior média e menor CV que PP (Tabela 4). As parcelas com as maiores CTC também apresentaram os maiores teores de MO e baixos teores de Al.

A porcentagem de saturação de bases (V) é dada pela porcentagem de cátions não ácidos e indica tendência a neutralidade e alcalinidade na solução dos solos. Esta mede a proporção da CTC que é suprida por bases trocáveis (Ca, Mg e K), e é usada como indicador da fertilidade do solo. Valores acima de 50% indicam solos eutróficos, enquanto valores abaixo indicam solos distróficos.

Apenas cinco (13,9%) parcelas apresentaram valores de V abaixo de 50%, o que caracteriza os solos da área como eutróficos (Tabela 4.3). Os valores abaixo de 50% estão fortemente associados às parcelas pH ácido. Este fator foi preponderante ao conteúdo de MO na determinação dos baixos valores de V. A comunidade PAR apresentou valor médio maior que PP (79,66 e 65,62) e o menor CV registrado (8,03%) (Tabela 4.4).

Os resultados das análises químicas e seus parâmetros mostraram que a área estudada apresenta solos forte a moderadamente ácidos e apenas três parcelas com solos extremamente ácidos de acordo com EMBRAPA (2006). Os teores de Ca, Mg K e Na

foram mais altos nos solos moderadamente ácidos. Ao passo que a CTC e a Saturação de Bases (V%) foram maiores que 50% em 31 (86%) das parcelas, resultado que indicou o caráter eutrófico do solo. A saturação por alumínio ocorreu com níveis limitantes às plantas cultivadas em apenas duas parcelas. Na comunidade PAR as concentrações de Magnésio (Mg) e Potássio (K) e saturação de bases (V) foram significativamente maiores que em PP, que por sua vez, apresentou saturação por alumínio (m) significativamente maior.

Os CVs foram >30% para a maioria das variáveis do solo (Tabela 3).

4.3.2 - Análise das correlações entre espécies e variáveis ambientais e espaciais

Para determinar as relações entre a distribuição de espécies e a disponibilidade de recursos no solo em escala local (< 1 km²) é necessário que a amostragem detecte variação substancial em características do solo e da comunidade vegetal. Nesta escala, a agregação espacial das espécies pode ser resultado tanto de limitações por dispersão, como pela heterogeneidade de habitat, dificultando a separação da importância relativa de cada uma na estrutura da comunidade local (John *et al.* 2007). A aplicação da CCA com variáveis ambientais e espaciais pode mostrar a contribuição de cada uma destas em conjunto e separadamente na estrutura de comunidades locais (Borcard *et al.* 1992). Das quatro CCA, apenas a primeira, de variáveis ambientais, apresentou autovalor próximo de 0,3 (0,296), que indicou gradientes curtos, com pouca variação na abundância ao longo do gradiente (teer Braak 1995). A proporção da variação total das espécies explicada foi maior na CCA ambiental (28,8) que na CCA espacial (17,1) o que salientou que os aspectos do ambiente explicaram melhor a distribuição de abundância das espécies, e a proximidade espacial teve peso menor (Tabela 4.5). A representação gráfica da análise foi feita pela CCA₁ para explorar somente os efeitos das variáveis ambientais. A figura 4.1 mostra que 38,83% da variação total na distribuição de abundância das espécies foi puramente ambiental e independente do espaço (CCA3) (a); 4,74 % da variação foi indistintamente espacial e ambiental (CCA1 – 3 ou CCA2 – 4) e foi explicada pela estrutura espacial do próprio ambiente (b); 6,04% foi puramente espacial independente do ambiente (CCA4) (c). Isto mostra que cerca de metade (49,61%) da variação total foi explicada conjuntamente por espaço e ambiente

(CCA1 + 4 ou CCA2 + 3), e o restante (50,38 %) da variação das espécies se deveu a fatores estocásticos, não seletivos, ou não foi explicada pelas variáveis disponíveis (d).

Tabela 4.5: Análises de correspondência canônica (CCA) da abundância de 46 espécies em 35 parcelas da Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, interação com variáveis ambientais e especiais e dos correspondentes testes de permutação de Monte Carlo. Os resultados fornecidos se referem aos dois primeiros eixos de ordenação.

CCA	1: Ambiente		2: Espaço		3: Ambiente- espaço		4: Espaço- ambiente	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Autovalores	0,296	0,234	0,180	0,128	0,263	0,190	0,095	0,072
Correlação espécies ambiente ou espaço	0,951	0,925	0,838	0,749	0,941	0,919	0,798	0,768
Variância percentual cumulativa (%)								
de dados das espécies	10,3	18,5	6,3	10,8	10,3	17,7	5,9	10,7
de relações espécie ambiente ou espaço	23,8	42,5	58,4	100,0	23,6	40,7	55,1	100,0
Soma de autovalores canônicos		1,248		0,308		1,112		0,173
Variância total explicada -2 eixos		28,8		17,1		20,0		16,6
Teste Permutação e Monte Carlo								
Primeiro eixo canônico		0,0020		0,0020		0,0060		0,4400
Todos os eixos canônicos		0,0020		0,0020		0,0100		0,2260
Correlações internas com os eixos (r)								
Ca	0,473	-0,246			0,353	-0,5471		
Mg	0,438	-0,184			0,355	0,504		
Al	-0,561	0,424			-0,408	0,498		
H + Al	-0,57	0,529			-0,408	0,583		
K	0,701	-0,160			0,571	-0,373		
Zn	0,378	-0,315			0,270	-0,222		
B	-0,351	0,249			-0,26	0,173		
Fe	-0,511	0,513			-0,326	0,550		
Mn	0,274	-0,481			0,131	-0,232		
% Umidade solo	-0,411	0,7			-0,164	0,68		
Altitude	-0,333	0,57			-0,068	0,514		
PP	-0,86	-0,23			-0,878	-0,064		
PAR	0,86	0,23			0,878	0,064		
Variável espacial x			-0,63	0,5			0,639	0,64
Variável espacial y			-0,673	-0,447			-0,683	-0,683

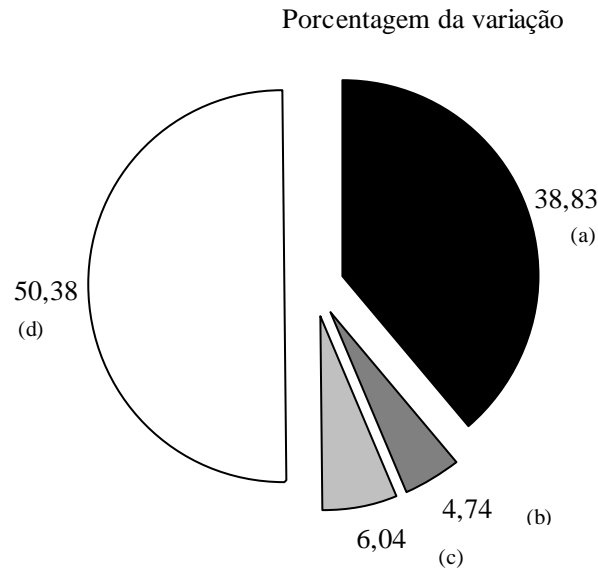


Figura 4.1: Análise de correspondência canônica (CCA) para a densidade absoluta de 46 espécies em 35 parcelas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. As proporções da variação total das espécies explicada por (a) variáveis ambientais somente, (b) variáveis ambientais e espaciais conjuntamente, (c) variáveis espaciais somente e (d) indeterminada.

A variação estocástica registrada foi menor que a encontrada em outras Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas em Minas Gerais (Machado *et al.* 2008; Carvalho *et al.* 2007). A porcentagem acumulada nos dois eixos da variação da correlação espécie x ambiente foi alta nas 4 CCA (> 60%). As correlações de Pearson entre as espécies e variáveis ambientais, nos dois eixos, variaram de 0,95 a 0,75 (Tabela 4.5).

O teste de permutação de Monte Carlo nas CCA 1, 2 e 3 indicou diferenças altamente significativas entre as correlações encontradas e aquelas devido ao acaso para o primeiro e para o total dos eixos canônicos (Tabela 4.5).

A Análise das correlações das variáveis ambientais com os eixos de ordenação mostrou que o teor de K, e as variáveis categóricas PP e PAR foram as mais fortemente correlacionadas com o eixo 1, e H + Al e % Umidade com o segundo eixo nas duas CCA ambientais. O teor de Mn apresentou correlações relativamente mais fracas na CCA₁ (0,272), mas aumentou no eixo 2 (0,481). Na CCA₄ a altitude teve fraca correlação com o eixo 1 (0,068) e passou a 0,514 no eixo 2. As variáveis espaciais x e y correlacionaram-se entre ± 0,45 e ± 0,68 em todos os casos. As variáveis espaciais selecionadas pela correlação significativa com a variância da matriz de espécies foram

relacionadas na direção dos eixos Norte-Sul (x) e Leste-Oeste (y), o que apontou a não existência de sentido predominante da proximidade das plantas sobre a sua própria distribuição.

O triângulo ambiental básico essencial para as plantas é radiação solar, água e nutrientes (Resende *et al.* 2002), nesta ordem de importância, e que interfere nos padrões de distribuição de plantas em nível global (Hugget 1995).

A influência da altitude na composição de espécies ao longo de gradientes foi detectada entre fitofisionomias (Gonzaga *et al.* 2008; Oliveira-Filho *et al.* 2006) e dentro de Florestas Estacionais Montanas no Sudeste (Machado *et al.* 2008; Carvalho *et al.* 2007) e no Nordeste (Tavares *et al.* 2000). A disponibilidade de nutrientes diminui sensivelmente com o aumento da altitude em florestas tropicais montanas (Soethe *et al.* 2008), devido a baixa mineralização da matéria orgânica que governa a disponibilidade de alguns nutrientes (Stevenson & Cole 1999) menor temperatura, pH do solo e disponibilidade de oxigênio (Brady & Weil 2002). As variações em altitude normalmente são acompanhadas por alterações na fertilidade, acidez e conteúdo de água dos solos (Resende *et al.* 1988).

Pelos resultados encontrados a variação de 225 m na altitude promoveu heterogeneidade ambiental na área, e favoreceu a formação de gradiente edáfico e topográfico que alteraram a composição de espécies na comunidade arbórea. Foram detectadas correlações claras entre as variáveis ambientais e a distribuição de parcelas e espécies na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre. O gradiente formado variou das parcelas preservadas, comunidade PP, às parcelas alteradas e com rochosidade, comunidade PAR, e afetou a distribuição diferencial na abundância de espécies arbóreas, por alterar os padrões de diversidade na área. A ordenação sugeriu forte separação no eixo 1 entre as comunidades PP, com menor estoque de nutrientes, maior acidez e disponibilidade de água, e PAR com solos mais ricos (Figura 4.2). Este eixo foi interpretado como representante do gradiente de altitude, ao longo do qual ocorre forte gradiente de fertilidade, conteúdo de umidade no solo e níveis de alteração. A degradação nos trópicos parece não ocorrer de forma aleatória. Os distúrbios locais têm impacto nocivo na diversidade maior que a fragmentação do habitat, especialmente para espécies arbóreas dos estádios sucessionais mais avançados (Cayuela *et al.* 2006). As áreas degradadas se associam com os solos de melhores condições de fertilidade e

facilidade de acesso nos gradientes altitudinais (Silva *et al.* 2008; Bierregaard *et al.* 2001; Gascon *et al.* 2001). Na área estudada este padrão também foi observado onde a comunidade alterada (PAR) foi posicionada nas porções mais baixas e com maior fertilidade, padrão relatado por Tanner *et al.* (1998) em floretas tropicais úmidas e por (Gonzaga *et al.* 2008; Machado *et al.* 2008; Camargos *et al.* 2008; Carvalho *et al.* 2007) em Matas Secas no Sudeste brasileiro.

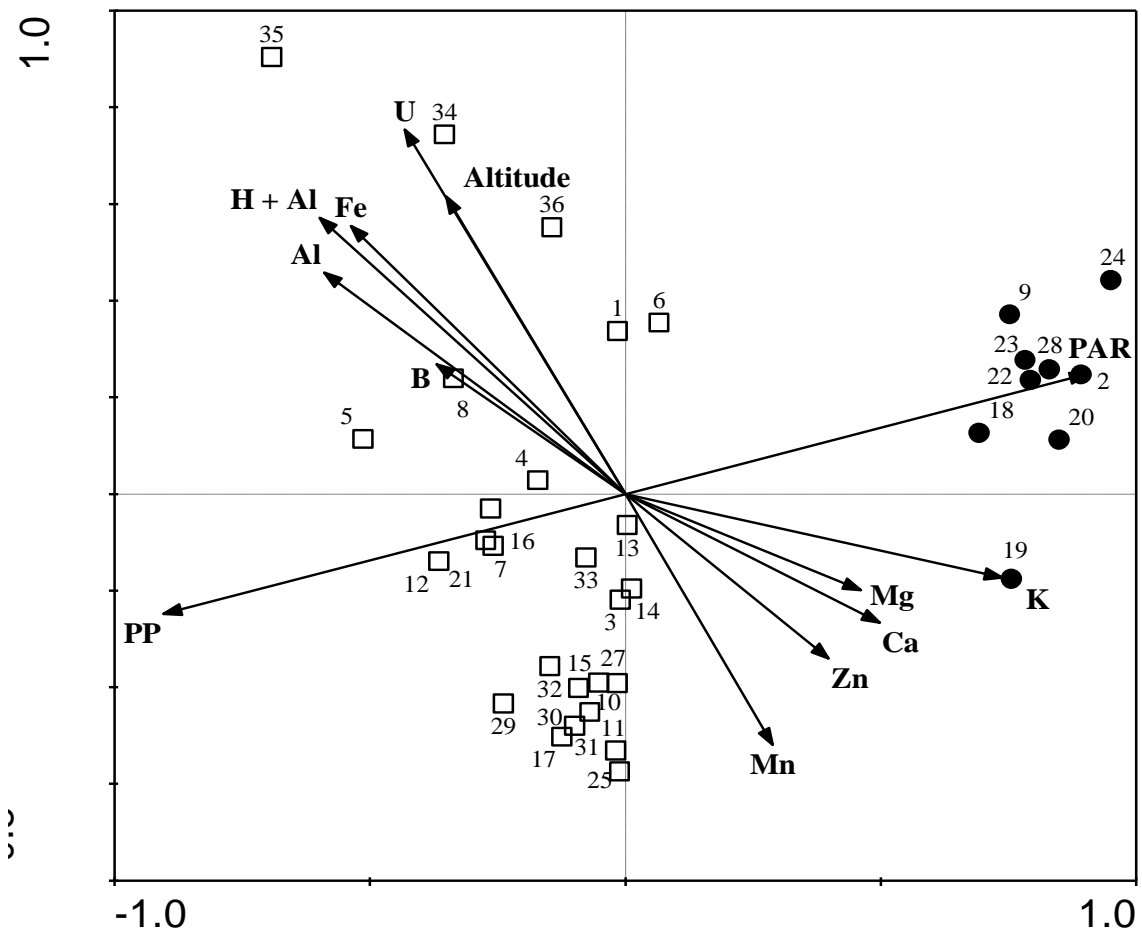


Figura 4.2: Análise de correspondência canônica (CCA) e diagrama de ordenação das parcelas baseados na densidade absoluta de indivíduos de 46 espécies em 35 parcelas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB e suas correlações com as variáveis ambientais utilizadas. Os subgrupos de parcelas são identificados como preservadas (□) e alteradas (●).

A quantidade de água no solo é fator relacionado à variações na topografia, e em geral, nos estudos em escala da paisagem, a umidade varia em direção oposta à altitude. aumentando de florestas nebulares montanhosa para florestas de terras baixas. A análise

das correlações de Pearson apontou o maior efeito da umidade que da altitude na distribuição de abundância das espécies. Em atuação conjunta é comum que a umidade do solo cresça do topo para a base em escala local (Resende *et al.* 1988). No entanto, o oposto ocorreu na área em estudo, onde parcelas mais altas tiveram conteúdo médio de água no solo maior. Sobre isto, Motzer (2005) atentou para a complexidade das condições climáticas em florestas montanhosas nos trópicos, distintas daquelas de terras baixas. A alternância de encostas íngremes, vales profundos e cumes expostos resultam em grande variação de condições ecológicas que interagem e condicionam climas locais e produzem mosaicos de condições meteorológicas com implicações nos processos ecológicos em florestas.

Dada a sua menor densidade $667,8 \text{ ind.ha}^{-1}$ é fato que a comunidade PAR, em cotas altitudinais mais baixas está exposta a ambiente mais aberto, com maior penetração de luz e calor, o que contribuiu para uma maior perda de água por evaporação.

Na comunidade PP, nas cotas mais altas, a condensação dos nevoeiros contribui para os níveis mais elevados de água nos solos. A entrada de água provocada pela condensação da umidade nas copas das árvores, ou “precipitação oculta”, tem grande importância na ocorrência das Florestas Montanas interioranas no Nordeste (Andrade & Lins 1986; Andrade-Lima 1972), assim como em ambientes montanhosos em geral (Holder 2004; Liu *et al.* 2004; Gomez-Peralta *et al.* 2008; Vautz *et al.* 2003; Motzer 2005; Roderick *et al.* 2001; Richardson *et al.* 2004). Esta é responsável pela deposição de grande quantidade de água, importante na sustentação da vegetação ao longo da estação seca (Liu *et al.* 2004). O regime de água no solo também se relaciona com o tipo e a textura dos solos e as variações detectadas afetam a distribuição das espécies (Terborg 1992). Nos Argissolos, predominantes no Pico do Jabre, o horizonte B textural (EMBRAPA 2006) pode dificultar a drenagem e promover a acumulação de água, aumentando sua disponibilidade durante o ano (Resende *et al.* 1995).

Tal qual no Pico do Jabre, as Florestas Estacionais estão sujeitas a regime sazonal de chuvas, com estação seca bem definida. Esta característica torna o regime hídrico e a capacidade de armazenamento de água no solo fatores primordiais nos padrões de distribuição espacial das espécies, maior que em Florestas Úmidas como já detectado em vários estudos (Camargos *et al.* 2008; Botrel *et al.* 2002; Cardoso & Schiavini 2002;

van der Berg & Oliveira-Filho 1999; Silva Júnior *et al.* 1996; Silva Júnior 1997). Em Florestas Estacionais Montanas e outras fitofisionomias no estado de Minas Gerais a altitude, o regime de água e a fertilidade dos solos atuaram conjuntamente e explicaram os distintos padrões florísticos (Gonzaga *et al.* 2008; Machado *et al.* 2008; Camargos *et al.* 2008; Carvalho *et al.* 2007).

Algumas evidências suportam a existência de variações nas propriedades do solo em catenas atribuídas a topografia onde variações na inclinação nas encostas interferem no regime de água do solo (Daws *et al.* 2002) e afetam a textura e status nutricional do solo (Oliveira-Filho *et al.* 2001; Silva Júnior *et al.* 1996; Van der Berg & Oliveira-Filho 1999; Bourgeron 1983). Ocorrem também associações de espécies com tipos de solos e posições topográficas (Sherman *et al.* 2005; Pinto *et al.* 2005; Botrel *et al.* 2002; Clark *et al.* 1998; Espírito-Santo *et al.* 2002; Oliveira-Filho *et al.* 1994, 1997b, 2001). As plantas não respondem a um determinado tipo de solo, mas a aspectos como pH, cátions, densidade aparente, conteúdo de umidade do solo e outros fatores relacionados, com respostas diferenciais mesmo em gradientes edáficos curtos (Clark *et al.* 1998), que podem limitar ou não a distribuição das espécies (Swaine 1996). Na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre as propriedades químicas do solo variaram com a altitude. As áreas mais altas estão sob solos mais ácidos e menos férteis, ocorrendo o contrário nas menores altitudes. Estas diferenças em fertilidade e acidez, acompanhadas por variações no teor de umidade do solo, influenciaram a distribuição das comunidades PP e PAR na área.

Além destes efeitos, variações em altitude podem controlar o acesso humano e possibilitar ou evitar distúrbios antrópicos, onde áreas mais íngremes e altas estão menos sujeitas antropogênese (Silva *et al.* 2008; Basnet 1992). Quanto a este aspecto, no Pico do Jabre, as áreas alteradas têm cotas de altitude inferiores às preservadas, acompanhando padrão já constatado em outras fitofisionomias.

No gradiente de ordenação para as espécies (Figura 4.3), *Myrcia tomentosa*, *Calisthene microphylla*, *Andira* sp., *Bowdichia virgilioides*, *Erythroxylum numularia*, *E. mucronatum*, *Byrsonima* sp., *Byrsonima nitidifolia*, *Eugenia ligustrina*, *Roupala montana* e Batinga branca (Myrtaceae) têm suas abundâncias associadas a solos mais ácido e com status nutricional menos férteis em áreas mais altas e sujeitas a maior

disponibilidade de água no solo. Estas são as espécies associadas à comunidade PP. *Myrcia tomentosa* apresentou o mesmo comportamento de relação com solos mais pobres em Floresta Estacional Semidecidual Montana em Minas Gerais (Botrel *et al.* 2002).

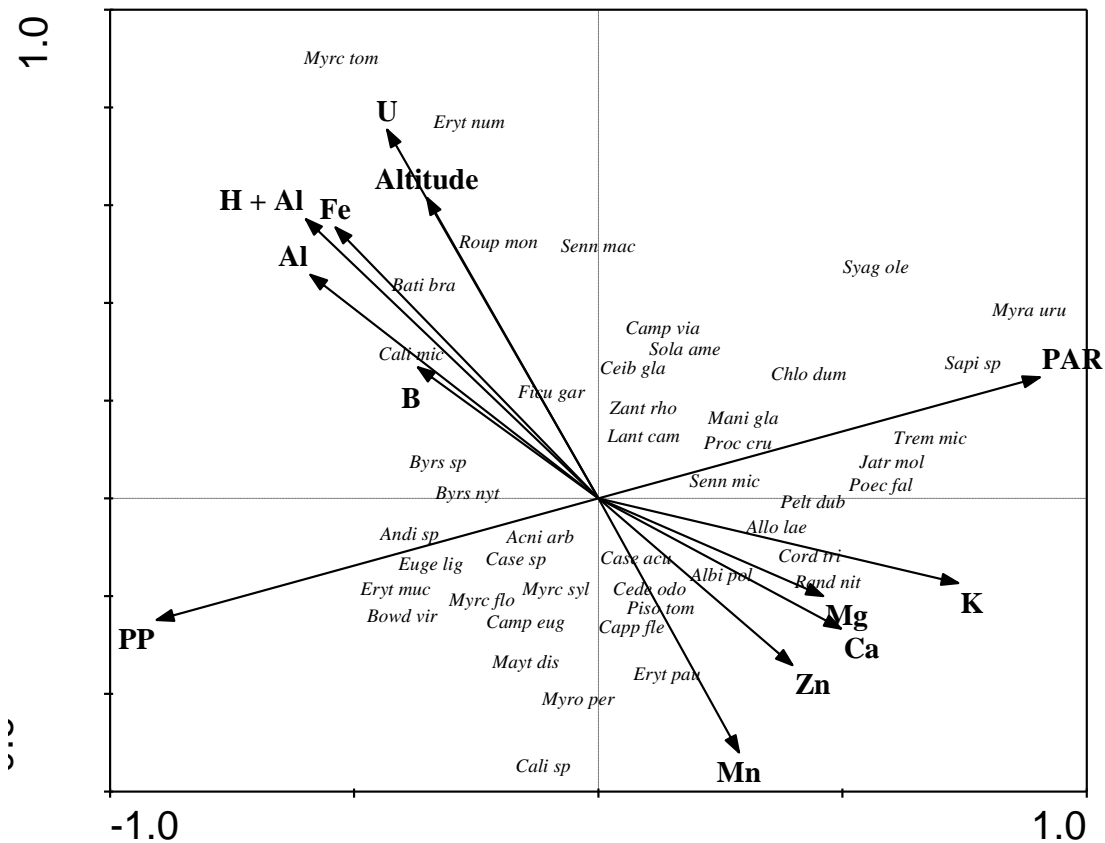


Figura 4.3: Análise de correspondência canônica (CCA) e diagrama de ordenação das espécies baseados na densidade absoluta de indivíduos de 46 espécies em 35 parcelas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB e suas correlações com as variáveis ambientais utilizadas. Os nomes das espécies estão abreviados.

As abundâncias das espécies *Myracrodruon urundeuva*, *Sapium sp.*, *Trema micrantha*, *Poecilanthe falcata*, *Jatropha molissima*, *Syagrus oleracea*, *Chloroleucon dumosum*, *Peltophorum dubium* e *Randia nitida* estão associadas a solos com teor nutricional de maior fertilidade embora com condições de umidade mais restritiva. Estas espécies estão relacionadas a comunidade PAR. *M. urundeuva* tem sido citada por sua associação a solos férteis (Siqueira *et al.* 2009; Souza *et al.* 2007; Ratter *et al.* 1977) e a topografia em floresta decídua em Minas Gerais (Oliveira-Filho *et al.* 1998). Esta espécie é intolerante e dependente de clareiras para seu estabelecimento e crescimento (Oliveira-

Filho *et al.* 1998). *Syagrus oleraceae* foi mencionada como preferencial de solos mais ricos por Henderson *et al.* (1995).

Dentre as 46 espécies analisadas 26 (56,52%) não apresentaram qualquer padrão de distribuição significativamente relacionado com as variáveis ambientais nem com a dicotomia PP x PAR (Figura 4.3). Estas espécies são generalistas aos dois ambientes claramente diferenciados pela CCA. Dentre estas espécies estão algumas com importância estrutural na comunidade do Pico do Jabre, como *Maytenus disticophylla*, *Allophylus laevigatus*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Prockia crucis*, *Capparis flexuosa*, *Ficus gardneriana* e *Myrcia sylvatica*. Outra espécie deste grupo e sem importância estrutural na área foi *Albizia polycephalla* que teve ocorrência associada a solos de fertilidade média a alta (Rodrigues *et al.* 2007) e com melhor disponibilidade de água (Machado *et al.* 2008) em Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas em Minas Gerais.

As espécies posicionadas nos extremos do diagrama apresentaram distribuição fortemente correlacionada com os gradientes estabelecidos. Aparentemente cada espécie apresenta amplitude de tolerância às variáveis ambientais, que podem ser gradativos. Há, entretanto, um ponto ótimo a partir do qual a abundância diminui em resposta a um recurso ou a condição do habitat (Rodrigues *et al.* 2007).

A distribuição de parte das espécies não teve padrão relacionado com as variáveis ambientais analisadas, resultado provavelmente devido a eventos estocásticos que contribuíram com 50,38% da variação espacial das espécies, ou da proximidade entre indivíduos, dado que o efeito do espaço explicou 6,04% da variação das espécies. A ocorrência de populações aglomeradas é comum em florestas tropicais e podem resultar tanto de dispersão a curta distância, como do estágio de sucessão na área, fenômenos que não apresentam relação com características do solo (Olderman 1990).

A altitude e a topografia local afetam as características do solo e também o fluxo de propágulos no ecossistema, processo importante na estruturação de comunidades (Swanson *et al.* 1988). Este fator físico pode ser de grande importância na alteração da composição, crescimento e distribuição de florestas tropicais (Richards 1998). Givinish (1999) abordou outro aspecto do gradiente altitudinal em florestas tropicais e seu efeito

nos inimigos naturais, tolerância a sombra, evolução da endozoocoria e intensidade de competição entre plantas, que atuam nos mecanismos que regulam a distribuição de abundância das espécies e a dominância repetida em locais separados geograficamente, mas ecologicamente similares.

O papel de cada um dos fatores na determinação de padrões de distribuição das espécies parece ser variável em função da escala de estudo (Condit *et al.* 2002) e podem mesmo atuar de forma conjunta nas diferenças em variações florísticas entre comunidades (Tuomisto *et al.* 2003; Svenning *et al.* 2009). Stevens & Carson (2002) consideraram que a exclusão competitiva direcionaria a distribuição espacial das espécies de forma mais ativa que a simples heterogeneidade na distribuição dos recursos. Para John *et al.* (2007) os recursos nutricionais do solo têm papel primordial na comunidade arbórea de florestas tropicais, e atuam fortemente em escala local, não sendo possível que as associações das espécies com nichos sejam explicadas somente por dispersão neutra.

Grande parte (50,38%) da variância dos dados não foi explicada pelas variáveis ambientais utilizadas, e provavelmente se deve a atuação de variáveis fundamentais como luz e fatores de dispersão das espécies, de difícil percepção e mensuração, como sugerido por Botrel *et al.* (2002), assim como à estocasticidade, que envolve fenômenos de estabelecimento e crescimento, conforme mencionado por Svenning *et al.* (2004). Conclusões mais precisas carecem de confirmação após repetição de estudos que apresentem o mesmo padrão em diferentes áreas para a mesma fitofisionomia, bem como estudos experimentais para testar os padrões aqui encontrados.

Neste estudo, a hipótese nula levantada de que os padrões de distribuição de abundância e composição de espécies não têm relação com variáveis do ambiente e do relevo, foi parcialmente rejeitada. Foi constatado a importância da altitude e seu efeito nos níveis de disponibilidade de água no solo e fertilidade dos solos, bem como na facilitação das intervenções antrópicas que determinaram os padrões de distribuição espacial das espécies na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre.

4.4 - CONCLUSÕES

Na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre todas as parcelas apresentaram solos com caráter sódico, forte a moderadamente ácidos, com saturação por alumínio quase ausente e na maior parte da área (86,11%) com caráter eutrófico, e textura predominantemente franco-argilo-arenosa (61,2% das parcelas).

A análise de correspondência canônica espacial apontou correlação entre a distribuição das espécies e características do substrato e do relevo. Cerca de metade da variação na distribuição das espécies (49,6%) foi devida unicamente ao ambiente (38,8%), ao espaço (6,0%), e ao espaço e ambiente juntos (4,7%). Na outra metade da variação (50,4%) esta não foi explicada pelas variáveis analisadas, portanto, ou se deve a fenômenos estocásticos, ausência de variáveis de pequena escala explicadoras na análise, representação incompleta das variáveis medidas ou simplesmente por ruído nas análises. Desta forma, metade da variação dos dados se deve ao ambiente, na pequena escala estudada, influenciado principalmente pela fertilidade e níveis de acidez e conteúdo de umidade do solo, que sofreram variação no gradiente de altitude amostrado. O histórico de uso humano no passado também teve impacto na composição das espécies, apesar da criação do Parque Estadual do Pico do Jabre.

As variáveis do solo que tiveram maior correlação com as parcelas e espécies analisadas foram os teores de K, Fe, Al, H + Al, Ca e Mg e teor de umidade do solo. Nas duas CCA ambientais (CCA_3 e $CCA_1 - CCA_3$ ou $CCA_2 + CCA_4$), as variáveis explicaram 66,3% da variação das espécies, com correlações de 0,951 e 0,925 e autovalores de 0,296 e 0,263 nos eixos 1 e 2, respectivamente, com teste de permutação de Monte Carlo significativo em ambas.

A ordenação apontou clara dicotomia entre as comunidades PP e PAR separadas pelo gradiente de altitude, que condicionou o gradiente de fertilidade, acidez e conteúdo de água do solo. A comunidade PP está posicionada nos sítios de maior acidez, status nutricional de menor fertilidade e maior conteúdo de água no solo. A comunidade PAR se caracterizou por solos mais férteis, menos ácidos e com menor conteúdo de água.

A ordenação das espécies separou aquelas correlacionadas aos ambientes das comunidades preservada (PP) e alterada e com rochosidade (PAR). As espécies que tiveram suas abundâncias relacionadas a PP foram *Myrcia tomentosa*, *Calisthene microphylla*, *Andira* sp., *Bowdichia virgilioides*, *Erythroxylum numularia*, *E. mucronatum*, *Byrsonima* sp., *Byrsonima nitidifolia*, *Eugenia ligustrina*, *Roupala montana* e Batinga branca (Myrtaceae). No grupo PAR *Myracrodruon urundeuva*, *Sapium* sp., *Trema micrantha*, *Poecilanthe falcata*, *Jatropha molissima*, *Syagrus oleracea*, *Chloroleucon dumosum*, *Peltophorum dubium* e *Randia nitida* foram mais abundantes.

Grande parte das espécies foi generalista de habitats, sem correlação estreita com qualquer das condições ecológicas mostradas no diagrama de ordenação, e algumas tiveram importância estrutural na comunidade como *Maytenus disticophylla*, *Allophylus laevigatus*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Prockia crucis*, *Capparis flexuosa*, *Ficus gardneriana* e *Myrcia sylvatica*.

Os resultados mostraram a importância dos recursos disponíveis no solo na distribuição das espécies na comunidade estudada, bem como o fato de que as associações formadas entre o solo e as plantas não pode ser explicada somente pela hipótese de dispersão neutra.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, G.O. DE & LINS, R.C. 1986. Introdução ao estudo dos “Brejos” Pernambucanos. In: Encontro Nacional de Estudos sobre Meio Ambiente. Estudos Nordestinos de Meio Ambiente. Org: Lucivânio Jatobá. Ecife: Fundaj, Ed. Massangana, pp. 271-292.
- ANDRADE-Lima. 1972. **Um pouco de ecologia para o nordeste**. Universidad Federal de Pernambuco. Centro de Ensino de Ciências do Nordeste. Recife. 76 p.
- AYRES, M., AYRES JÚNIOR, M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.A.S. 2005. **BioEstat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências Biológicas e médicas**. Sociedade Civil Mamirauá, Belém.
- BASNET, K. 1992. Effect of topography on the pattern of trees in Tabonuco (*Dacryodes excelsa*) dominated rain forest of Puerto Rico. **Biotropica 24**: 31-42.
- BEGON, M. TOWNSEND, C.R & HARPER, J.L. 2008. **Ecologia: de Indivíduos a Ecossistemas**. Tradução Adriano Sanches Melo. 4. ed. Porto Alegre: Artmed. 752p.
- BIERREGAARD R.O. JR., LAURANCE W.F., GASCON C., BENITEZ-MALVIDO J., FEARNSIDE P.M. et al.. 2001. Principles of forest fragmentation and conservation in the Amazon. In: Bierregaard R.O. Jr., Gascon C., Lovejoy T.E. and Mesquita R.C.G. (eds) **Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest**. Yale University Press, New Haven, Connecticut, pp. 371–385.
- BORCARD, D.; LEGENDRE, P & DRAPEAU, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology 73**(3): 1045-1055.
- BOURGERON, P.S. 1983. **Spatial aspects of vegetation structure**. New York: Elsevier. 381p.
- BOTREL, R.T.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RODRIGUES, L.A. & CURI, N. 2002. Influência do solo e topografia sobre variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica 25**: 195-213.
- BRADY, N.C. & WEIL, R.R. 2002. **The nature and properties of soils**. Prentice Hall, New Jersey, 960 p.
- CABRAL, S. C. M. 1999. Flora fanerogâmica do Pico do Jabre, Paraíba, Brasil: Bignoneaceae Juss. 1999. Monografia em biologia. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa.
- CALDEIRA, M.V.W; RONDON NETO, R.M. & SCHUMACHER, M.V. 2004. Eficiência do uso de microorganismos e sódio em três procedências de acácia negra (*Acacia mearnsii* De Wild.). **Revista Árvore 28**(1): 39-47.

- CAMARGOS, V.L.; SILVA, A.F.; MEIRA NETO, J.A. & MARTINS, S.V. 2008. Influência de fatores edáficos sobre as variações florísticas na Floresta Estacional Semidecidual Montana no entorno da Lagoa Carioca, Parque estadual do Rio Doce, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **22** (1): 75-84..
- CARDOSO, E & SCHIAVINI, I. 2002. Relação entre distribuição de espécies arbóreas e topografia em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG). **Revista Brasileira de Botânica** **25**: 277-289.
- CARVALHO, F.A.; NASCIMENTO, M.T & BRAGA, J.M. 2007. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica Submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata do rio Vermelho). **Revista Árvore** **31**(4): 717-730.
- CAYUELA, L.; GOLICHER, D.J.; BENAYAS, J.M.R.; GONZÁLEZ-ESPINOSA, M. & RAMIREZ-MARCIAL, N. 2006. Fragmentation, disturbance and três diversity conservation in tropical montane forests. **Journal of Applied Ecology** **43**: 1172-1181.
- CIELO-FILHO, R; NERI, M.A & MARTINS, F.R. 2007. Position on slope, disturbance, and tree species coexistence in a Seasonal Semideciduous Forest in SE Brazil. **Plant Ecology** **190**: 189-203.
- CLARCK, D.B.; CLARCK, D.A. & READ, J.M. 1998. Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a neotropical rain forest. **Journal of Ecology** **86**: 101-112.
- CONDIT, R; PITMAN, N.; LEIGH, E.G. Jr; CHAVE, J.; TERBORGH, J.; FOSTER, R.B.; NUNEZ, P.V.; AGUILAR, S.; VALENCIA, R.; VILLA, G.; MULLER-LANDAU, C. LOSOS, E. & HUBBELL, S.P. 2002. Beta-diversity in tropical forest tress. **Science** **295**: 666-669.
- DAWS, M.I.; BURSLEM, D.F.R.P.; CRABTREE, L.M.; KIRKMAN, P.; MULLINS, C.E. & DALLING, J.W. 2002. Differences in seed germination responses may promote coexistence of four sympatric *Piper* species. **Functional Ecology** **18**: 258-267.
- DURIGAN, G.; BERNACCI, L.C.; FRANCO, G.A.; ARBOCZ, G.F.; METZGER, J.P & CATHARINO, E.L.M. 2008. Estádios sucessionais e fatores geográficos como determinantes da similaridade florística entre comunidades florestais no planalto atlântico, estado de São Paulo, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **22**(1): 51-62.
- EMBRAPA. 2006. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2ª. Edição. Rio de Janeiro. EMBRAPA SOLOS.
- EMBRAPA . 1997. **Manual de Método de Análise de Solo**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2ª edição. Rio de Janeiro- RJ.
- EPSTEIN, E & BLOMM, A. 2006. **A nutrição mineral de plantas**: princípios e perspectivas. Trad. Maria Edna Tenório Nunes. 2 ed. Londrina: Planta, 403p.

- ESPÍRITO-SANTO, F.D.B.;N OLIVEIRA-FILHO, A.T.; ACJADO, E.L.M.; SOUZA, J.S.; FONTES, M.A.L & MARQUES, J.G.S.M. 2002. Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecidual montana no campus da Universidade Federal de lavras (UFLA), MG. **Acta Botanica Brasilica 16**: 33-356.
- FAGERIA, N.K.; WRIGHT, R.J. & BALIGAR, V.C. 1992. Aluminium toxicity in crop plants. **Soil Science Plant Analyses 23**: 303-319.
- GASCON, C.; LAURANCE, W.; LOVEJOY, T. E. 2001. Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia Central. In: GARAY, I.; DIAS, B. (Orgs.). **Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais**. Petrópolis: Editora Vozes, pp. 112-127.
- GAUCH, M.G. 1982. **Multivariate analysis in community ecology**. Cambridge: Cambridge University Press. 137 p.
- GIVINISH, T.J. 1999. On the causes of gradients in tropical tree diversity. **Journal of Ecology 87**: 193-210.
- GOMEZ-PERALTA, D.; OBERBAUER, S.F.; MCCLAIN, M.E & PHILIPPI, T.E. 2008. Rainfall and cloud-water interception in tropical montane forests in the eastern Andes of Central Peru. **Forest Ecology and management 255**: 1315-1325.
- GONZAGA, A.P.D.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MACHADO, E.L.M.; HARGREAVES, P. & MACHADO, J.N. de M. 2008. Diagnóstico florístico-estrutural do componente arbóreo da floresta da Serra de São José, Tiradentes, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 22**(2): 505-520.
- HENDERSON, A.; GALEANO, G. & BERNAL, R. 1995. **Field guide to the palms of Americas**. Princeton Pres, Princeton, New Jersey.
- HOLDER, C.D. 2004. Rainfall interception and fog precipitation in a tropical montane cloud forest of Guatemala. **Forest Ecology and Management 190**: 373-384.
- HUGGET, J.R. 1995. **Geocology: an evolutionary approach**. London and New York, Routledge.
- JATOBÁ, L. & LINS, R.C. 2001. **Tópicos especiais de Geografia Física**. Recife. Editora Universitária – UFPE, 2001.
- JOHN, R.; DALLING, J.W.; HARMS, K.E.; YAVITT, J.B.; STALLARD, R.F.; MIRABELLO, M.; MHUBBELL, S.P.; VALENCIA, R.; NAVERRETE, H. ; VALLEJO, M & FOSTER, R.B. 2007. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. **PNAS 104**(3): 864-869.
- JONGMAN, R.H. & teer BRAAK, C.J.F. 1995. **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge University Press, Pudoc, Wageningen. 321p.

- KENT, M & COKER, P. 1992. **Vegetation description and analysis** - a practical approach. London. John Wiley & Sons. Diversification in the tropics. Columbia University Press, New York.
- LARPKERN, P.; MOE, S.R. & TOTLAND, Ø. 2009. The effects of environmental variables and human disturbance on woody species richness and diversity in a bamboo-deciduous forest in northeastern Thailand. **Ecological Research** **24**: 147-156.
- LEPŠ, J & SMILAUER, P. 1999. **Multivariate Analysis of Ecological Data**. University of South Bohemia, Faculty of Biological Sciences. České Budějovice.
- LIU, W.; MENG, F.-R.; ZHANG, Y.; LIU, Y & LI, H. 2004. Water input from fog drip in the tropical seasonal rain forest of Xishuangbanna, south-west China. **Journal of Tropical Ecology** **20**: 517-524.
- LYRA, A.L.R.T. 1982. A condição de brejo: efeito do relevo na vegetação de duas áreas no município do Brejo de Madre de Deus (Pernambuco). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife. 106p.
- MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VAN DER BERG, E.; CARVALHO, W.A.C.; SOUZA, J.S.; MARQUES, J.J.G.S.M. & CALEGÁRIO, N. 2008. Efeito do substrato, bordas e proximidade espacial na estrutura de comunidade arbórea de um fragmento florestal em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica** **31**(2): 287-302.
- MALAVOLTA, E. 1989. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Potafós, 210p.
- MARTIS, S.V.; SILVA, N.R.S.; SOUZA, A.P. & MEIRA-NETO, J.A.A. 2003. Distribuição de espécies arbóreas em um gradiente topográfico de floresta estacional semidecídua em Viçosa, MG. **Scientia Forestalis** **64**: 172-181.
- MOTZER, T. 2005. Micrometeorological aspects of a tropical mountain forest. **Agricultural and Forest Meteorology** **135**: 230-240.
- MOURA, F.B.P. 1997. Fitossociologia de uma mata serrana semidecídua no brejo de Jataúba, Pernambuco, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- MURPHY, P.G. & LUGO, A.E. 1986. Ecology of tropical dry forest. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** **17**: 67-88.
- OLDEMAN, R.A.A. 1990. Dynamics in tropical rain forests. In: **Tropical Forests – Botanical dynamics, speciation and diversity** (L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen & H. Balslev, eds). Academic Press, London, pp. 3-21.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1994. Effects of soil and topography on distribution of tree species in a tropical riverine forest of south eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology** **10**: 483-580.

- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; JARENKOW, J.A & RODAL, M.J.N. 2006. Floristic Relationship of Seasonally Dry Forest of Eastern South America Based on Tree Species Distribution Patterns. Pp 159-192. In: R.T. Pennington, G.P. Lewis & J.A. Ratter (eds.). **Neotropical Savannas and Seasonally dry Forests: plant diversity, biogeography and conservation**. The Systematics Association Special volume Series 69. Boca Raton, CRC Press, Taylor and Francis Group.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CURI, N.; VILELA, E.A & CARVALHO, D.A. 2001. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous Forest in southeastern Brazil. **Edinburg Journal of Botany** **58**: 139-158.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CURI, N.; VILELRA, E.A. & CARVALHO, D.A. 1998. Effect of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a Central Brazilian deciduous dry Forest. **Biotropica** **30**: 362-375.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CURI, N.; VILELE, E.A.& CARVALHO D.A. 1997a Tree species distribution along soil catenas in a riverside semideciduous forest in southeastern Brazil. **Flora** **192**: 47-64.
- PEREIRA, I.M.; ANDRADE, L.A.; BARNBOSA, M.R.V. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2002. Composição florística e análise fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente florestal no agreste paraibano. **Acta Botanica Brasilica** **16** (3): 357-369.
- POULSEN, A.D.; TUOMISTO, H. & BALSLEV, H. 2006. Edaphic and floristic variation within a 1-ha plot of lowland Amazonian rain forest. **Biotropica** **38**: 468-478.
- PRADO, R. de M. 2008. **Nutrição de plantas**. São Paulo: Editora UNESP. 407p.
- RAGHOTAMA, K.G. 1999. Phosphate acquisition. **Annual Review of Plant Physiology Plant Molecular Biology** **50**: 665-693.
- RAINS, D.W. 1976. Mineral metabolism. In: BONNER, J; VARNER, J.E. (Ed.) **Plant Biochemistry**. 3 ed. New York: Academic Press. P.561-98.
- RATTER, J.A.; ASKEW, G.P.; MONTGOMERY, R.F.; GIFFORD, D.R. 1977. Observações adicionais sobre o cerrado de solos mesotróficos no Brasil Central. In: Ferri M.G. (ed.) IV Simpósio sobre o cerrado: bases para utilização agropecuária. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, pp. 303-316.
- RESENDE, M.; LANI, J.L & RESENDE, S.B. 2002. Pedossistemas da Mata Atlântica: considerações pertinentes sobre a sustentabilidade. **Revista Árvore** **26**(3): 261-269.
- RESENDE, M.; CURI, N & SANTANA, D.P. 1988. **Pedologia e fertilidade do solo: interações e interpretações**. Brasília, Ministério da Agricultura. Lavras, UFLA/FAEPE.

- RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S.B. & CORRÊA, G.F. 1995. **Pedologia**: bases para distinção de ambiente. Núcleo de Estudos de Planejamento e Uso da Terra, Viçosa.
- RICHARDS, P.W. 1998. **The tropical rain forest an ecological study**. 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge. 575p.
- RICHARDSON, A.D.; LEE, X & FRIEDLAND, A.J. 2004. Microclimatology of treeline spruce-fir forest in mountain of the northeastern United States. **Agricultural and Forest Meteorology** **125**: 53-66.
- RODERICK, M.L.; FARQUHAR, G.D.; BERRY, S.L. & NOBLE, I.R. 2001. On the direct effect of clouds and atmospheric particles on the productivity and structure of vegetation. **Oecologia** **129**: 21-30.
- RODRIGUES, L.A.; CARVALHO, D.A. de; OLIVEIRA-FILHO, A.T. & CURI, N. 2007. Efeito de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore** **31**(1): 25-35.
- SÁNCHEZ, P.A. 1981. **Suelos del Trópico**: características y manejo. San José, Costa Rica: IICA, 660p.
- SANTOS, J.B. dos & MENINO, I.B. 2008. Avaliação dos recursos naturais do município de Teixeira na Paraíba. <http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/marte@80/2008/08.19.18.44/doc/791-796>.
- SHERMAN, R.E.; MARTIN, P.H. & FAHEY, T.J. 2005. Vegetation-environment relationships in forest ecosystems of the Cordillera Central, Dominican Republic. **Journal of the Torrey Botanical Society** **132**(2): 293-310.
- SILVA, W.G.; METZGER, J.P.; BERNACCI, L.C.; CATHARINO, E.L.M.; DURIGAN, G. & SIMÕES, S. 2008. Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil. **Acta Botanica Brasilica** **22**(2): 589-598.
- SILVA JÚNIOR, M.M. & SARMIENTO, T.R. 2009. Comunidades lenhosas no cerrado sentido restrito em duas posições topográficas na Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, DF, Brasil. **Rodriguésia** **60**(2): 277-294.
- SILVA JÚNIOR, M.C. 1997. Relationship between the tree communities of the Pitoco, Monjolo and Taquara gallery forest and environmental factors. **In**: International Symposium on Assessment and Monitoring of Forests in Tropical Dry Regions with Special Reference to Gallery Forests (J. Imaña-Encinas & C. Kleinn, cords.). Editora da Universidade de Brasília, Brasília, p. 287-298.
- SILVA JÚNIOR, M.C.; FURLEY, P & RATTER, J.A. 1996. Variation in the tree communities and soil with slope in gallery forest, Federal District, Brazil. **In**: **Advances in hillslopes processes** (M.G. Anderson & S.M. Brook, eds). John Wiley & Sons, London, v.1, p. 451-469.

- SIQUEIRA, A.S.; ARAÚJO, G.M. & SCHIAVINI, I. 2009. Estrutura do componente arbóreo e características edáficas de dois fragmentos de floresta estacional decídua no vale do rio Araguari, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **23** (1): 10-21.
- SOETHE, N; LEHMANN, J. & ENGELS, C. 2008. Nutrient availability at different altitudes in a tropical montane forest in Ecuador. **Journal of Tropical Ecology** **24**: 397-406.
- SOUZA, J.T.; MENDES, P.G.A.; SOUSA, J.R.; SILVA, M.A.M; LIMA, A. S. & SOUZA, M.M.A. 2007. Caracterização de uma área de caatinga arbórea no município de Aiuaba – CE. **Cadernos de Cultura e Ciência** **2** (2): 2-9.
- SOUZA, J.S.; ESPÍRITO-SANTO, F.D.B.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. & BOTEZELLI, L. 2003. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua as margens do rio Capivari, Lavras, MG. **Revista Árvore** **27**(2): 185-206.
- STEVENS, M.H.H. & CARSON, W.P. 2002. Resource quantity, not resource heterogeneity maintains plant diversity. **Ecology Letters** **5**: 420-426.
- STEVENSON, F.J & COLE, M.A. 1999. **Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulphur, and micronutrients**. John Wiley & Sons, New York. 637p.
- SVENNING, J.C.; HARLEV, D.; SØRENSEN, M.M. & BALSLEV, H. 2009. Topographic and spatial controls of palm species distributions in a montane rain forest, southern Ecuador. **Biodiversity and Conservation** **18**: 219-228.
- SVENNING, J.C.; KINNER, D.A.; STALLARD, R.F.; ENGELBRECHT, B.M.J. & WRIGHT, S.J. 2004. Ecological determinism in plant community structure across a tropical forest andscape. **Ecology** **85**: 2526-2539.
- SWAINE, M.D. 1996. Rainfall And soil fertility as factors limiting forest species distributions in Ghana. **Journal of ecology** **84**: 419-428.
- SWANSON, E.J; KRATZ, T.K.; CAINE, N. & WOODMANSEE, R.G. 1988. Landform effects on Ecosystem patterns and processes. **BioScience** **38**(2): 92-98.
- TANNER, E.V.J.; VITOUSEK, P.M. & CUEVAS, E. 1998. Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains. **Ecology** **79**: 10-22.
- TAVARES, M.C.G.; RODAL, M.J.N.; MELO, A.L. & LUCENA, M.F.A. 2000. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de floresta ombrófila montana do Parque Ecológico João Vasconcelos Sobrinho, Caruaru, Pernambuco. **Naturalia** **25**: 243-270.
- TERBORGH, J. 1992. **Diversity and the Tropical rain forest**. Scientific American Library, New York.

- terr BRARR, C.J.F & SMILAUER, P. 1998. **CANOCO. Reference manual and user's guide to CANOCO for Windows: Software for canonical community ordination (version 4)** Microcomputer Power, Ithaca, NY, US.
- terr BRAAK, C.J.F. 1995. Ordination. In: Jongman, R.H.G.; teer Braak, C.F.J., van Tongeren, O.F.R. (Eds.). **Data Analysis in Community and Landscape Ecology**. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 91-173.
- teer BRAAK, C.J.F. 1988. **CANOCO - A FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis version 2. 1.** Technical report LWA-88-02. Wageningen: Institute of Applied Computer science (TNO).
- teer BRAAK, C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio 69**: 69-77.
- TONIATO, M.T.Z & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2004. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecological Management 198**: 319-339.
- TUOMISTO, H; RUOKOLAINEN, K & YLI-HALLA, M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forest. **Science 299**: 241-244.
- VAN DER BERG, E & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1999. Spational partioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. **Flora 194**: 249-266.
- VARGAS, M.A.T. & HUNGRIA, M. 1997. **Biologia dos solos dos Cerrados**. Embrapa/CPAC, Planaltina, DF.
- VASCONCELOS-SOBRINHO, J. **As regiões naturais do Nordeste, o meio e a civilização**. Conselho de Desenvolvimento de Pernambuco, Recife. 1971.
- VÁSQUEZ, G.J.A & GIVINISH, T.J. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán. **Journal of Ecology 86**: 999-1020.
- VILELA, D.M.; NASCIMENTO, M.T. ARAGÃO, L.E.O.C. de & GAMA, D.M. da. 2006. Effect of selective logging on Forest structure and nutrient cycling in a seasonal dry Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Biogeography 33**: 506-516.
- XAVIER, K.R.F. 2009. Análise florística e fitossociológica em dois fragmentos de floresta serrana no município de Dona Inês, Paraíba. (Dissertação Mestrado) Pós-graduação em Agronomia, área de Ecologia Vegetal e Meio Ambiente. UFPB, Centro de Ciências Agrárias.
- WANDERLEY, A.A. 2002. **Mapa Geológico da Paraíba**. CPRM – Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais do Brasil, Recife.

WHITMORE, T.C. 1998. **An introduction to tropical rain forest**. 2nd ed. Oxford University Press, Oxford.

WITTAKER, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon** **21**(2/3): 213-251.

ZAR, J.H. 1996. **Biostatistical Analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 622p.

5 - A REGENERAÇÃO NATURAL NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DO PICO DO JABRE, PB.

RESUMO

(A REGENERAÇÃO NATURAL NA FLORESTA ESTACIONAL (A REGENERAÇÃO NATURAL NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DO PICO DO JABRE, PB)). O componente florestal é frequentemente mais enfatizado em estudos florísticos e fitossociológicos que o estrato da regeneração natural, pois é onde se concentra a maior parte da biomassa florestal e com maior importância econômica. Na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre a regeneração natural ainda não foi estudada. Os principais objetivos deste capítulo foram avaliar a composição florística e a estrutura fitossociológica do estrato da regeneração natural; avaliar o potencial de regeneração na área e determinar a similaridade florística entre a comunidade regenerante e a comunidade arbórea. Será avaliada a permanência das espécies hoje presentes no dossel na comunidade futura. Foram alocadas 72 parcelas sistemáticas de 2 x 2 m no interior das parcelas destinadas ao estudo da vegetação arbórea de 10 x 50 m, onde foi inventariada a regeneração natural. Foram medidos todos os indivíduos com altura entre 0,20 – 3 m. Foram amostrados 310 indivíduos de 21 espécies, distribuídas em 16 gêneros e 14 famílias. As famílias mais ricas foram Myrtaceae, Fabaceae e Solanaceae. Malpighiaceae foi a família mais abundante, com 54,8% dos indivíduos. *Byrsonima nitidifolia*, *Myrcia sylvatica* e *Eugenia ligustrina* apresentaram os mais altos Valores de Importância de Regeneração Natural e representaram 84,52% do total de plântulas amostradas. O índice de Shannon-Wiener foi 1,57 nats.ind⁻¹, e o índice de equabilidade de Pielou foi 0,52. A alta abundância de *Byrsonima nitidifolia* e *Myrcia sylvatica* influenciaram nos baixos valores destes índices. Os indivíduos regenerantes se concentraram na classe de altura até 1 m (70,5%). As espécies *M. sylvatica*, *A. arborescens*, *B. nitidifolia* e *Eugenia* aff. *brejoensis* apresentaram sucesso regenerativo, com os maiores valores de proporção regeneração/adulto. A similaridade entre os estratos foi de 40%, e espécies com importância estrutural no estrato arbóreo estiveram ausentes na regeneração natural o que indica que a flora arbórea futura será distinta da atual.

Palavras chave: Regeneração Natural; Classes de Tamanho.

ABSTRACT

REGENERATION IN SEASONAL SEMIDECIDUOUS MONTANE FOREST OF PICO DO JABRE, PB). Regeneration is a widely used term to mean plant juvenile stages. It results from seeds rain, seeds, sprouts and saplings banks. In the Brazilian Northeast region studies on the montane seasonal forests (MSF) natural regeneration are rare. This study was planned to characterize regeneration and assess its floristic similarity with tree community at *Pico do Jabre* montane seasonal forest (06° 02'12'' to 08° 19'18'' S and 34° 45'12'' to 38° 45'45''W), 360 km from the sea, the highest regional elevation (1.197 m) at Maturéia and Mãe D'água municipalities in Paraíba state, Brazil. In order to assess species potentially competitive to colonize the future Forest community, regeneration was sampled in 72, 2 x 2 m (0,028 ha) subplots, placed, in pairs at opposite vertices, within 10x50m tree sampling plots. All 0,20 m > saplings < 3 m height and DAP < 4,8 cm were measured. Saplings were distributed in height and diameter classes. In the total there were 310 saplings of 21 species, distributed in 16 genera and 14 families. Myrtaceae (4), Fabaceae (4) were the species richest families in both regeneration and trees strata. *Byrsonima nitidifolia* (170), *Myrcia sylvatica* (65) and *Eugenia ligustrina* (27) included 84,5% of the sample. Ecological dominance is common in tropical vegetation communities. Diversity, $H' = 1,57$, and equability $J' = 0,52$ were lower when compared to 3,17 nats.ind⁻¹ and 0,76 assessed for the tree community. Almost 75% of the individuals showed 0,20 to 1,0 m height and only few (5,16%) reached more than 2,0 m. Density reduced, 0,8; 0,22 and 0,05 ind/m², in successively increased height classes. *M. sylvatica* was the only species with regeneration tax (2,10) higher than 1 which indicated its higher potential to compose future tree community. Among 64 species found as trees 47 (74,4%) were not present as saplings. The absence of a dense saplings bank indicated that other sources might be contributing to local natural regeneration. Disturbances were not properly registered in Pico do Jabre and it might have contributed to low regeneration rates, moreover low fecundity, absence or low seeds production, low seedlings and saplings survival, diseases and predation, frequently found in seasonal forests mainly due to climatic annual.

Key words: Natural Regeneration; Size Classes.

5.1 - INTRODUÇÃO

O componente florestal adulto é frequentemente o mais enfatizado em estudos florísticos e fitossociológicos onde se concentra a maior parte da biomassa florestal, a de maior importância econômica (Meira Neto & Martins 2003).

Todas as espécies arbóreas apresentam mecanismos que proporcionam sua perpetuação no ambiente. A regeneração natural é parte do ciclo de crescimento da floresta, e é termo empregado com grande amplitude de expressões, mas normalmente entendido como as fases juvenis iniciais de estabelecimento das espécies e crescimento das plantas (Gama *et al.* 2002; Rollet 1974). É estágio de vida de suma importância desde que fracassos em processos adaptativos nesta fase, podem levar a eliminação da espécie no ambiente (Harper 1977).

Estudos de regeneração natural indicam a composição e quantidade de espécies em estoque, suas dimensões e distribuição na área. Permitem a previsão do comportamento e desenvolvimento futuro na floresta (Carvalho 1982). Para Citadini-Zanete & Batista (1989) os estudos nas fases de menor porte de espécies florestais indicam sua maior sensibilidade em relação a variações microclimáticas e edáficas.

Estudos de comunidades de plântulas de espécies arbóreas tropicais são de grande importância para a compreensão dos processos de regeneração. A regeneração de plantas em regiões tropicais se dá principalmente por mecanismos da chuva de sementes, do banco de sementes no solo e através do banco de plântulas (Garwood 1989). A limitação no recrutamento nas fases iniciais do ciclo de vida das plantas é mecanismo principal no controle da regeneração florestal, seja por mecanismos pré ou pós-dispersão (Alves & Metzger 2006). A emergência e o estabelecimento de plântulas são estágios de grande risco no ciclo de vida das plantas (Harper 1977), e o estágio de plântula torna mais evidente as diferenças de respostas das espécies ao ambiente (Daws *et al.* 2005).

A dinâmica pós-distúrbios em florestas pressupõe mudanças direcionais na composição de espécies e estrutura (Gómez-Pompa & Vasquez-Yanes 1981) e no processo da regeneração até atingir o status de floresta madura (Saldarriaga & Uhl 1991). A

presença de espécies em todos os estratos na comunidade florestal assegura sua continuidade e representatividade na estrutura. Aquelas que não conseguem tal desempenho tendem a desaparecer (Hosokawa *et al.* 1998).

No Brasil, especificamente na Mata Atlântica cresceu o número de estudos que incluem regeneração natural que resultaram em importantes avanços no entendimento sobre a estrutura das comunidades florestais (Ferreira *et al.* 2009; Sapioni *et al.* 2009; Narvaes *et al.* 2008; Mochiutti *et al.* 2008; Pimentel *et al.* 2007; Sales & Schiavinni 2007; Higuchi *et al.* 2006; Barddal *et al.* 2004; Machado *et al.* 2004; Silva Júnior *et al.* 2004; Meira Neto & Martins 2003; Souza *et al.* 2002; Oliveira *et al.* 2001; Tabarelli & Mantovani 1999; Caldato *et al.* 1996).

No Nordeste este enfoque foi menos explorado. Marangon *et al.* (2008), Silva *et al.* (2007) e Silva Júnior (2004), estudaram este aspecto em comunidades na Mata Atlântica Nordestina. Em Florestas Montanas interioranas há apenas o estudo pioneiro de Oliveira *et al.* (2006), desenvolvido em Floresta Ombrófila Submontana na Paraíba.

O presente estudo é a primeira contribuição para o conhecimento da regeneração natural em Floresta Estacional Semidecidual Montana no sertão nordestino.

A partir da hipótese que similaridade florística entre a regeneração e a comunidade arbórea indica a permanência das espécies atuais, os principais objetivos deste capítulo foram avaliar a composição florística, a abundância, a diversidade e a riqueza de espécies na regeneração natural; avaliar o potencial da regeneração e determinar a similaridade florística entre os estratos regenerante e arbóreo na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre. Para atender a estes objetivos foram formuladas as perguntas: **pergunta 5:** Qual a composição e a estrutura do estrato da regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre? **Pergunta 6:** Qual a similaridade florística entre o estrato arbóreo e o da regeneração natural?

5.2. - MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 - Amostragem

A regeneração natural foi amostrada em 2003, nos meses de julho e agosto no final da época chuvosa. A amostragem da regeneração se deu em 72 subparcelas de 2 x 2 m, posicionadas, aos pares, nos vértices opostos de cada uma das parcelas utilizadas no levantamento do estrato arbóreo, conforme metodologia adotada por (Mochiuti *et al.* 2008) (Figura 5.1).

As formas e tamanho das parcelas e os critérios de inclusão são muito variáveis na avaliação da regeneração natural (Higushi *et al.* 2006; Narvaes *et al.* 2008; Gama *et al.* 2002; Salis *et al.* 1996). Neste estudo foram amostrados todos os indivíduos presentes com altura > 0,20 m e < 3 m, medida com o auxílio de vara graduada e DAP < 4,8 cm. A identificação das espécies foi realizada no campo, por comparação com indivíduos adultos e quando necessário, coletou-se material botânico para análise por especialistas e comparação com coleções de herbários da UFPB e UnB. As espécies amostradas foram identificadas e as famílias organizadas de acordo com a proposta contida em APG II (APG II 2003).

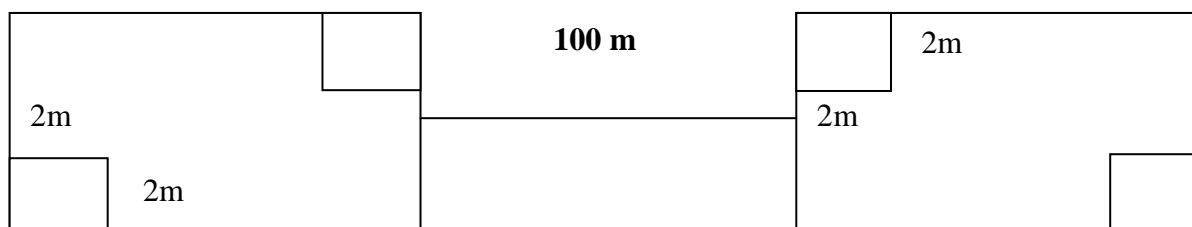


Figura 5.1: Disposição das subparcelas para levantamento da regeneração natural, dentro das parcelas do levantamento fitossociológico para árvores na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

5.2.2 - Parâmetros fitossociológicos

Foram calculados os seguintes parâmetros fitossociológicos: densidade, frequência e classe de tamanho da regeneração natural, em valores absolutos e relativos, e o índice de regeneração natural, conforme Finol (1971), utilizados em estudos de análise da regeneração natural (Brawn-Blanquet 1950; Lamprecht 1962; Finol 1971). Nesta análise

a altura substitui a área basal e é utilizada como medida de dominância (Vargas-Rodriguez *et al.* 2005).

A estimativa dos índices em classes de tamanho na regeneração natural nas formas absolutas e relativa foi calculada como se segue (Finol 1971):

$$\mathbf{VFj = (NIj / NIT) * 100} \quad (5.1)$$

Onde: VFj = valor fitossociológico para a j-ésima classe de tamanho
 NIj = número de indivíduos de j-ésima classe
 NIT = número total de indivíduos

Após este cálculo, foram estimados os valores fitossociológicos para as diferentes classes de tamanho em altura:

$$\mathbf{CTARNi = \{(VF1 * NI1i) + (VF2 * NI2i) + (VF3 * NI3i)\}} \quad (5.2)$$

$$\mathbf{CTRRNi = (CTARNi / SOMACTA) * 100} \quad (5.3)$$

Onde: CTARNi = classe de tamanho absoluta na regeneração natural para a j-ésima espécie;
 NI1i = número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie na classe de tamanho 1;
 CTRRNi = classe de tamanho relativa a i-ésima espécie, e
 SOMACTA = soma das classes de tamanho absolutas.

A estimativa da classe de tamanho relativa da regeneração natural foi somada com as estimativas de densidade relativa, frequência relativa e a média aritmética dos três resultou na estimativa do parâmetro fitossociológico chamado de regeneração natural (RNi), para cada espécie, assim calculado:

$$\mathbf{RNi = (DRi + FRi + CTRRNi) / 3} \quad (5.4)$$

Esta estimativa expressa a importância da espécie no estoque de regeneração natural, tanto em nível de densidade como em nível de distribuição e de posição sociológica.

5.2.3. Classes de tamanho de regeneração natural

Foram consideradas três classes de tamanho para classificação dos indivíduos, com base em suas alturas: Classe I – 0,2 a 1,0 m; Classe II – >1,0 a 2,0 m; Classe III – >2,0 a 3,0 m, com DAP < 4,8 cm. Estas classe de tamanho foram semelhantes às empregada por

Oliveira *et al.* (2006), embora aqueles autores incluíssem uma classe a mais no intervalo de 1,0 a 2,0 m.

5.2.4 - Análise dos dados

5.2.4.1. - Suficiência amostral

A abrangência florística foi dada pela curva espécie x área e curva de rarefação, e a análise de suficiência amostral pelo desvio padrão e o intervalo de confiança (nível de significância de 5%) a partir dos dados de densidade da população amostrada segundo sugerem Felfili & Resende (2003). O limite de erro foi estabelecido em 10%, a 95% de probabilidade conforme sugerido por Felfili & Resende (2003) para levantamentos da vegetação.

5.2.4.2. Riqueza florística e diversidade da amostragem

Os componentes da diversidade avaliados foram: diversidade e equabilidade, calculados pelo índice de diversidade de Shannon & Wiener (H') e índice de equabilidade de Pielou (J') respectivamente, determinados para a comunidade como um todo e para cada classe de tamanho e os seus valores comparados, aos pares, pelo teste t de Hutcheson (Zar 1996). Utilizou-se a base logarítmica natural com os resultados expressos em nats/indivíduos (Magurran 1988). Ambos os índices foram calculados utilizando-se o programa Past.

5.2.5 Similaridade florística entre estrato arbóreo e regeneração natural e a taxa de regeneração natural

A similaridade florística entre os estrato arbóreos e o regenerativo foi calculada pelo índice de similaridade de Sørensen (Kent & Coker 1992), baseado na presença e ausência de espécies, calculado pela fórmula:

$$CC_s = [2c / (a + b)] * 100 \quad (5.5)$$

Onde: c = número de espécies comuns às áreas

b = número de espécie da área 1

c = número de espécies da área 2

Foi determinada a proporção de indivíduos regenerantes/adultos para espécies presentes em ambos os estratos. O cálculo foi efetuado com base na densidade absoluta estimada para 1 hectare (Sagar & Singh 2004). Proporções <1 sugerem baixo potencial de regeneração, típicas de populações em declínio, e >1 indicam regeneração satisfatória. Para Salles & Schiavini (2007) estas proporções indicam as tendências de diminuição, manutenção ou aumento das populações na área.

As parcelas associadas às comunidades PP e PAR, resultado da classificação da vegetação arbórea (Capítulo 3), foram consideradas nas comparações da riqueza, densidade absoluta e densidade por hectare na regeneração natural.

5.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

A busca por estudos de regeneração natural em Florestas Estacionais Semidecíduais do Nordeste mostrou a escassez de informação sobre os aspectos fitossociológicos, de dinâmica e potencial regenerativo nestas formações vegetais. Sendo assim, a comparação dos resultados registrados neste estudo foi realizada basicamente com estudos conduzidos em outras Matas Secas fora da região Nordeste.

5.3.1 - Composição florística

No total foram amostrados 310 indivíduos de 21 espécies, distribuídas em 14 famílias e 16 gêneros (Tabela 5.1). Duas entidades botânicas foram identificadas até família, três até gênero e uma sem determinação. A riqueza de espécies foi muito baixa se comparada a encontrada na regeneração natural em Floresta Ombrófila Montana (106) (Alves & Metzger 2006); em floresta com Araucária em Santa Catarina (44) (Caldato *et al.* 1996); em Mata Ciliar (37) (Alvarenga *et al.* 2006), em Floresta Estacional Semidecidual Montana (109) (Meira-Neto & Martins 2003), (63) (Salles & Schiavini 2007), 91 (Marangon *et al.* 2008) em Minas Gerais; em Floresta Estacional Semidecidual no Rio Grande do Sul (49) (Mochiutti *et al.* 2008) e em Floresta Ombrófila Mista Aluvial no Paraná (39) (Barddal *et al.* 2004), dentre tantos outros.

Tabela 5.1: Famílias e espécies amostradas no estrato de regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

Famílias / Espécies	Nomes Populares
BORAGINACEAE	
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.(Louro)	Louro
CAPPARACEAE	
<i>Capparis flexuosa</i> L.	Feijão bravo
CELASTRACEAE	
<i>Maytenus distichophylla</i> Mart.	Bom nome
EUPHORBIACEAE	
<i>Sapium</i> sp.	Burra leiteira
FABACEAE -CAESALPINIOIDEAE	
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng) Taub.	Camundongo
FABACEAE -FABOIDEAE	
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth.	Sucupira
<i>Hymenaea</i> sp.	Jatobá
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Bálsamo
FABACEAE – MIMOSOIDEAE	
<i>Mimosa</i> sp.	Jurema de rato
MALPIGHIACEAE	
<i>Byrsonima nitidifolia</i> Adr. Juss.	Batinga
MELIACEAE	
<i>Cedrela</i> cf . <i>odorata</i> L.	Cedro
MYRTACEAE	
<i>Eugenia</i> aff. <i>brejoensis</i> Mazine	Pinheira brava
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw) Will.	Cambucá
<i>Myrcia sylvatica</i> DC.	Café bravo
Indeterminada 2	
RUBIACEAE	
<i>Randia nitida</i> (Kunth.) DC.	Esporão de galo
RUTACEAE	
Indeterminada	Batinga branca
SALICACEAE	
<i>Prockia crucis</i> P. Browne	Quebra faca
SOLANACEAE	
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schlecht.	Algodãozinho
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Budão de velho
INDETERMINADAS	
Indeterminada 1	

No Agreste paraibano, o estudo pioneiro de Oliveira *et al.* (2006) conduzido em Floresta Ombrófila Submontana registrou 40 espécies. Na mesma micro região, em Caatinga abandonada haviam 30 espécies na regeneração (Andrade *et al.* 2007). A ausência de estudos morfológicos para identificação de espécies neste estágio nas tipologias florestais no Nordeste torna o trabalho mais complexo. Um exemplo claro é para Myrtaceae, família de difícil identificação sem material reprodutivo.

A curva de rarefação mostrou insuficiência da amostragem para representar a composição florística da regeneração natural na comunidade, assim como a curva do número de espécies por áreas de parcelas (Figura 5.2). Os estimadores de riqueza de

Jacknife de primeira e segunda ordem foram 31,6 e 39,2 espécies, respectivamente, corroborando que o potencial de riqueza total da área não foi amostrado.

As famílias mais ricas foram Myrtaceae e Fabaceae (Faboideae (2), Caesalpinioideae (1) e Mimosoideae (1) com quatro espécies (19%), seguidas por Solanaceae com duas espécies (9,5%). Nove famílias, 43% do total, foram representadas por uma única espécie. Fabaceae e Myrtaceae também foram as mais ricas no estrato arbóreo aqui amostrado.

Em levantamentos realizados em Floresta Ombrófila Costeira, Narvaes *et al.* (2005), registraram Myrtaceae e Fabaceae como as mais ricas na regeneração natural. Myrtaceae apresentou maior riqueza na regeneração natural de Floresta com Araucária (Caldato *et al.* 1996), em Matas Ciliares de nascentes antropizadas em Minas Gerais (Alvarenga *et al.* 2006; Ferreira *et al.* 2009), no sub-bosque de Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil (Barddal *et al.* 2004), em Mata Atlântica de encosta (Oliveira *et al.* 2001) e em Floresta Estacional Semidecidual no Rio Grande do Sul (Mochiutti *et al.* 2008).

No Pico do Jabre, Malpighiaceae com 170 indivíduos (54,8% do total) e representada por uma única espécie, *Byrsonima nitidifolia*, foi a família mais abundante. Os 96 indivíduos de Myrtaceae (30,9% do total) foram representados por *Myrcia sylvatica*, *Eugenia ligustrina*, *Eugenia* aff. *brejoensis* e Indeterminada 2. As outras 12 famílias corresponderam a 14,2% dos indivíduos.

Os 310 indivíduos amostrados em 288 m² resultaram em 1,08 indivíduos/m² ou 10.763 ind.ha⁻¹ (IC = ± 0,48 ind/m², 95% de probabilidade e erro padrão 2,94 %). A amostragem foi adequada e precisa para estimar esta variável (Felfili & Resende 2003).

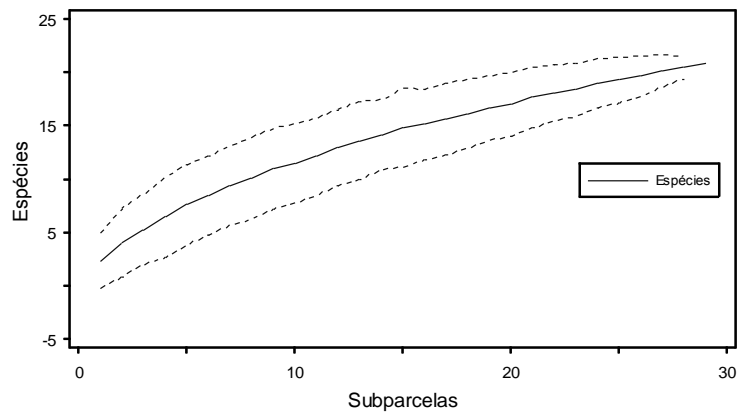
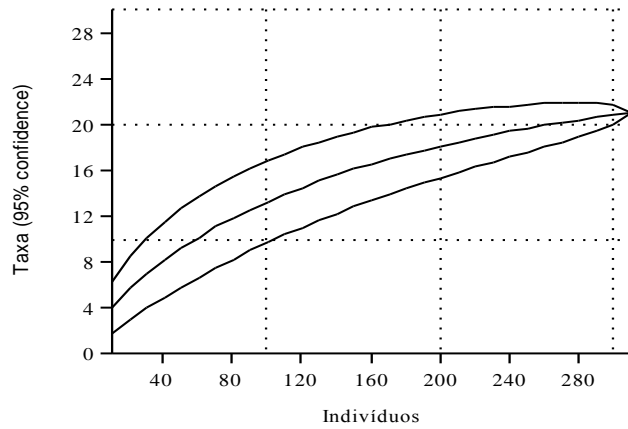


Figura 5.2: Curva de rarefação baseado no indivíduo (acima) e curva espécie x área baseada nas parcelas (abaixo) para o estrato da regeneração natural da Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. Linha sólida representa a média dos valores e linha tracejada o IC a 95% de probabilidade.

A densidade foi bem menor que aquela encontrada em Florestas preservadas. Este parâmetro teve valor maior na Floresta Estacional Semidecidual Montana em Viçosa (MG) com 11,93 ind/m² (Alves & Metzger 2006). Por outro o valor aqui registrado lado foi superior ao encontrado em Mata ciliar sujeita a perturbação em Minas Gerais: 0,26-0,28 ind/m² (Alvarenga *et al.* 2006) e na Floresta Estacional Semidecidual Montana de Uberlândia com 0,423 ind/m² (Salles & Schiavini 2007). Variações nas estimativas da densidade em diferentes áreas podem refletir métodos de amostragem distintos, área total amostrada, critérios de inclusão adotados, o estágio sucessional e o grau de perturbação sofrido em cada formação vegetal (Tabarelli & Mantovani 1999) que interferem na riqueza e abundância das espécies.

As três espécies mais abundantes *Byrsonima nitidifolia* (170 indivíduos), *Myrcia sylvatica* (65) e *Eugenia ligustrina* (27) representaram 84,52% do total de plântulas amostradas. Do total de espécies amostradas, seis delas (28,57 %) foram representadas por um único indivíduo e cinco (23,8%) por dois indivíduos (Figura5. 3).

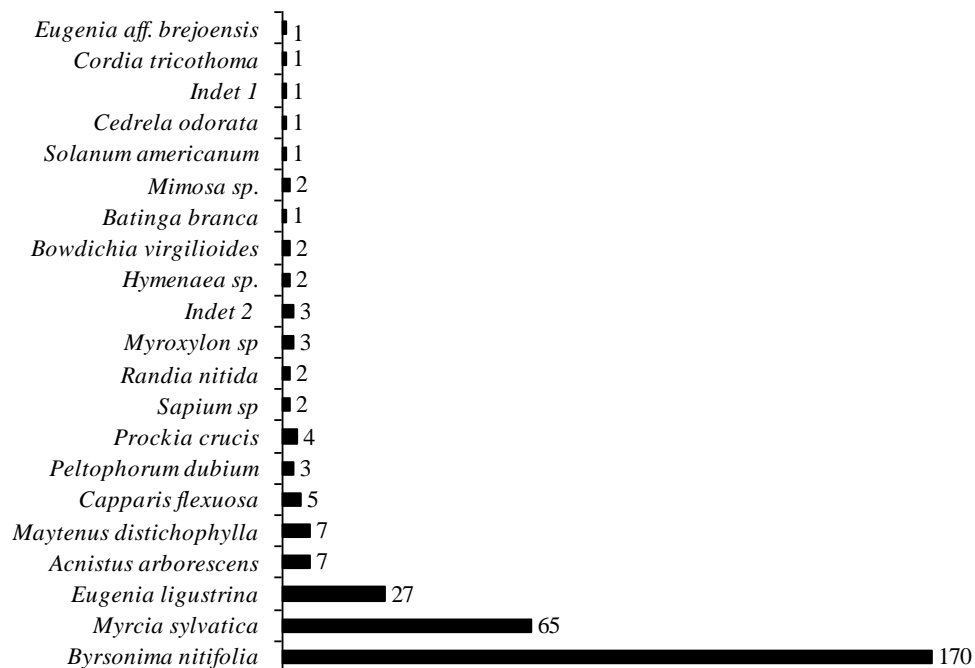


Figura 5.3: Número de indivíduos por espécies amostrados no estrato da regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

5.3.2 - Diversidade

O índice de diversidade registrado na comunidade de plântulas, $H' = 1,57 \text{ nats.ind}^{-1}$, foi inferior a encontrada no estrato arbóreo ($H' = 3,17$). A comparação com valores encontrados em outras formações vegetais mostra que a distribuição dos indivíduos entre as espécies foi muito variável. Valores acima de $4,0 \text{ nats.ind}^{-1}$ foram registrados em Floresta Ombrófila Montana em São Paulo (Alves & Metzger 2006); entre $3,05 \text{ nats.ind}^{-1}$ e $2,33 \text{ nats.ind}^{-1}$ em Matas Ciliares perturbadas de Minas Gerais (Alvarenga *et al.* 2006); $3,38 \text{ nats.ind}^{-1}$ (Meira-Neto & Martins 2003) e $3,10 \text{ nats.ind}^{-1}$ (Salles & Schiavini 1997) em Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas em Minas Gerais.

A diversidade de espécies na comunidade adulta foi maior que a da regeneração, apresentando o triplo do número de espécies, padrão registrado por Coraiola & Neto (2003) na regeneração natural em Floresta Estacional Semidecidual em Minas Gerais, com riqueza em dobro no estrato arbóreo. O índice de equabilidade de Pielou de 0,52, indicou alta concentração de indivíduos dominantes. Alvarenga *et al.* (2006) encontrou valores entre 0,845, e 0,770 em áreas de Mata Ciliar em Minas Gerais sob diferentes níveis de antropização. Meira-Neto & Martins (2003) registraram 0,72 em Floresta Estacional Semidecidual Montana.

Neste estudo, a menor diversidade (H') encontrada no estrato regenerante pode resultar da alta densidade registrada por pequeno número de espécies ou do provável efeito de perturbações e da rochiosidade na área que pode ter influenciado na ocorrência de 72% das parcelas sem registro de indivíduos dentro do critério de inclusão adotado.

A figura 5.4 ilustra a situação da regeneração natural nas comunidades PP e PAR formados pela classificação das parcelas do estrato arbóreo. A diversidade e equabilidade foram de $1,83 \text{ nats.ind}^{-1}$ e 0,92 e $1,58 \text{ nats.ind}^{-1}$ e 0,81 para as comunidades PP e PAR, respectivamente.

Byrsonima nitidifolia foi a espécie mais abundante nas duas comunidades, que apresentaram quatro espécies comuns, além de *B. nitidifolia* ocorreram *Acnistos arborescens*, *Capparis flexuosa* e *Maytenus disticophylla*. Foram exclusivas a

comunidade PAR *Cedrela odorata* e *Solanum americanum*, esta última é muito comum em ambientes degradados e de cultivos abandonados (Tofoli *et al.* 1998).

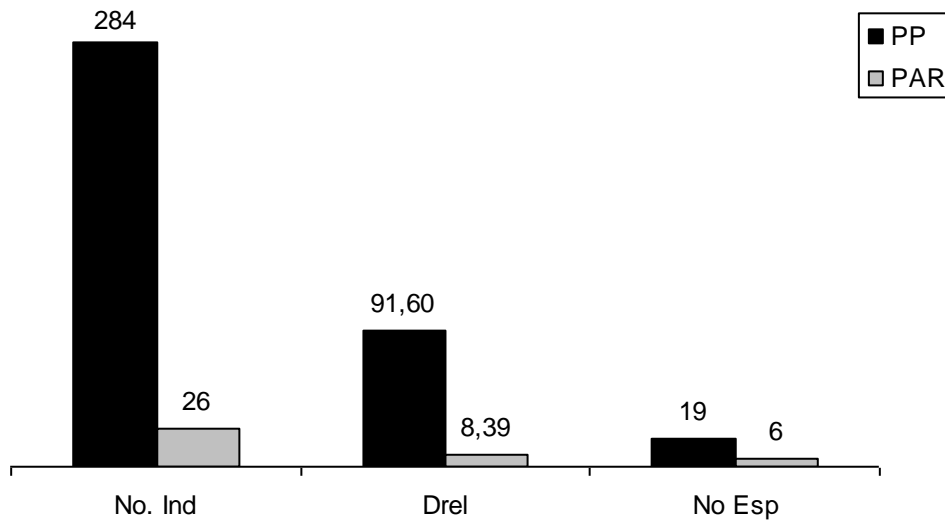


Figura 5.4: Comunidade preservada (PP) e alterada e com rochosidade (PAR), produtos da divisão por TWINSPAN no estrato arbóreo e o número de espécies, indivíduos e densidade relativa ($\text{ind}^{-1} \text{ha}$) nas parcelas de regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

O histórico de uso da área possivelmente afetou o processo de regeneração, e poderá até mesmo determinar o desenvolvimento futuro da vegetação, conforme verificado por Andrade *et al.* (2006) e Gonzaga *et al.* (2007) em outras áreas. Distúrbios em pequena escala aparentemente não prejudicam de forma severa a regeneração por sementes (McLaren & Mcdonald 2003). Mas, distúrbios severos têm importância maior que o tempo de duração do mesmo no direcionamento e taxa da sucessão em algumas situações (Pakeman & Small 2005) e em outras situações estes dois fatores influenciam na regeneração (Gonzaga *et al.* 2007). Distúrbios direcionados pela aplicação de tratamentos silviculturais, como o corte de cipós beneficiou a regeneração natural de espécies clímaxes e favoreceu a sucessão secundária, por diminuir a concorrência por espaço, nutrientes e luz (Souza *et al.* 2002). Distúrbios mais severos podem afetar negativamente na densidade de espécies na regeneração natural, embora possa promover maior crescimento das espécies remanescentes (McLaren *et al.* 2005). Em Floresta Decídua de calcário em Minas Gerais, distúrbios intensos promoveram diferenças na riqueza, na diversidade e em parâmetros estruturais no estrato da regeneração natural (Gonzaga *et al.* 2007) e na caatinga, afetaram diretamente na

densidade, na composição e na distribuição das espécies, de acordo com os níveis de perturbação sofrido (Pereira *et al.* 2001).

McLaren *et al.* (2005) observa que a ausência ou presença de jovens na regeneração não sugere necessariamente que a espécie arbórea sofrerá declínio imediato, especialmente em regimes de distúrbio. A ausência de jovens, pode ser compensada por rebrota. A rebrota é mecanismo eficiente que aumenta a resiliência do sistema, mesmo em áreas abandonadas após distúrbios (Sampaio *et al.* 2007). É comum que espécies presentes em matas secas apresentem adaptação ao mecanismo de rebrota, em resposta ao ambiente naturalmente mais restritivo em matas secas (Vieira & Scariot 2006).

Prever a trajetória sucessional sob condições de antropismo é extremamente difícil em regiões tropicais e depende da interação entre fatores específicos de sítio e do tipo de uso da terra (Guarigata & Ostertag 2001).

Pelos resultados encontrados neste estudo pode-se inferir que existem divergências estruturais na regeneração natural entre os grupos PP e PAR, ou seja, as perturbações antrópicas têm afetado diretamente o processo de regeneração natural na área estudada, e sua influencia sobre a densidade de indivíduos, riqueza e composição de espécies foi claramente detectada.

5.3.3 - Estrutura de altura

A estrutura de altura na regeneração natural mostrou 74,5% dos indivíduos na classe I (0,20-1,0 m), 20,3% na classe II e 5,16% na III (Tabela 5.2; Figura 5.5). Espécies com um indivíduo corresponderam a 33,3%, 66,6% e 62,5% do total nas classe I, II e III, respectivamente.

Os H' diferiram significativamente ($p < 0,05$) entre as classes de tamanho (Tabela 5.2). A maior diversidade foi registrada para a classe III ($1,87 \text{ nats.ind}^{-1}$), com a distribuição de abundância mais uniforme entre as espécies ($J=0,87$), apesar de menos rica que as classes anteriores. A classe I foi a mais rica, com segundo valor de H' e menor valor de J pela abundância concentrada em três espécies. A tendência do aumento do H' e a maior equabilidade na última classe de tamanho salientou a importância da contribuição da

regeneração natural para a resiliência da comunidade arbórea após as intervenções antrópicas observadas na área. A avaliação da regeneração natural indicou que há fontes de propágulos que possibilitarão o retorno de fisionomia semelhante à vegetação primária com a redução de distúrbios. Oliveira *et al.* (2006) encontrou aumento de H' na regeneração com o aumento da idade da capoeira em Floresta Ombrófila Montana no Nordeste.

Tabela 5.2: Número de indivíduos, espécies, gêneros e famílias, H' e J' para as classes de altura na regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB. (*) diferenças estatísticas pelo teste t de Hutcheson a 5% de probabilidade.

Classes de altura	Indivíduos	Espécies	Gêneros	Famílias	H' (*)	J'	Espécies exclusivas
I	231	18	15	12	1,54 a	0,53	9
II	63	9	8	8	1,23 b	0,56	0
III	16	8	8	8	1,87 c	0,87	1

Houve redução no número de indivíduos e de espécies com o aumento da classe de tamanho (Tabela 5.2; Figura 5.5). A densidade apresentou redução acentuada de 0,8 ind/m², 0,22 ind/m² e 0,05 ind/m² nas classes sucessivas I, II e III. A presença de *Byrsonima nitidifolia* e *Myrcia sylvatica* em todas as classes de tamanho, notadamente abundantes na fase de plântula, indica sua grande importância na regeneração local. *Prockia crucis* também esteve presente em todas as classes de tamanho, porém com menor abundância. Estudos de dinâmica da regeneração natural poderão esclarecer melhor os padrões para estas e outras espécies detectados neste estudo.

A menor densidade ou irregularidade nas classes de maior tamanho pode estar associada aos afloramentos rochosos, que diminuem o espaço disponível para o estabelecimento e, portanto, a ocorrência de indivíduos de maior porte. A rochividade teve este papel restritivo na regeneração natural em Floresta Atlântica de encosta em São Paulo (Oliveira *et al.* 2001). Outro fator observado é que a vegetação do sub-bosque no Pico do Jabre pode ter afetado a regeneração devido à profusão de lianas e de pteridófitas em alguns locais, estas, formando um manto rasteiro com cerca de 30 cm de altura, que cobre densamente o solo no período chuvoso. A presença de bambus nativos em Mata Atlântica Semidecídua na Argentina modificou a regeneração em clareiras e a composição florística em longo prazo (Campanello *et al.* 2007). Em florestas montanas, o grau de inclinação do terreno permite a maior penetração de luz no interior da mata, e,

assim, o adensamento no sub-bosque, que, em alguns locais é dominado por bambus ou bambusóides (Oliveira *et al.* 2001). Na área estudada variações em pequena escala se refletiram na fisionomia da regeneração natural.

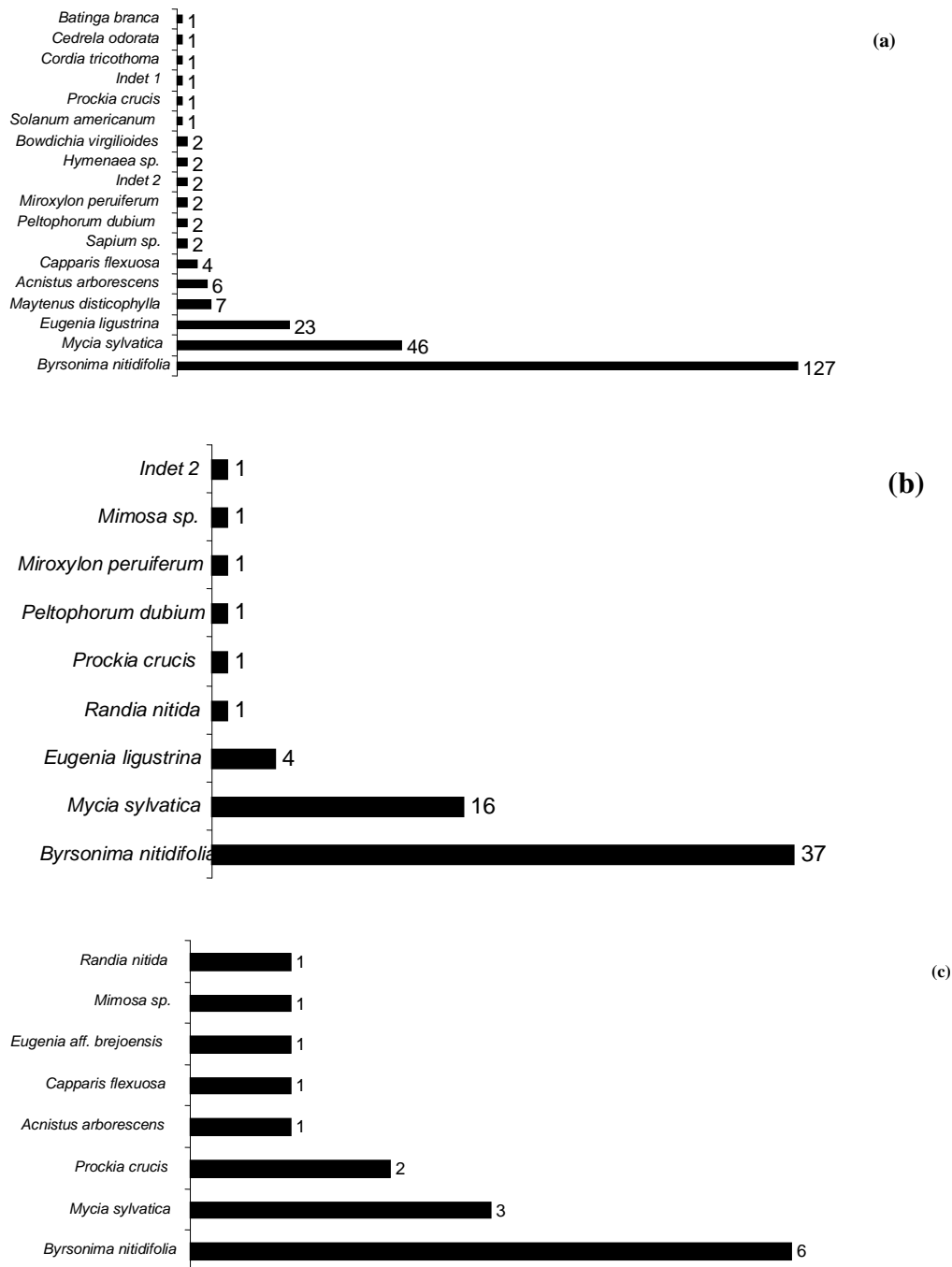


Figura 5.5: Número de indivíduos por espécie, na classe de tamanho I (a), II (b) e III (c) da regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

A análise da abundância da regeneração por classe de altura nas parcelas comunidades PP e PAR (Figura 5.6), mostrou a maior abundância de indivíduos nas parcelas

preservadas (PP). Os níveis de alteração afetaram os estratos arbóreo e da regeneração. Para Rodrigues *et al.* (2004), avaliar e monitorar a regeneração é importante para a restauração de áreas degradadas. A avaliação da dinâmica da regeneração natural é estudo importante para melhor responder a direção e a condição de regeneração na área.

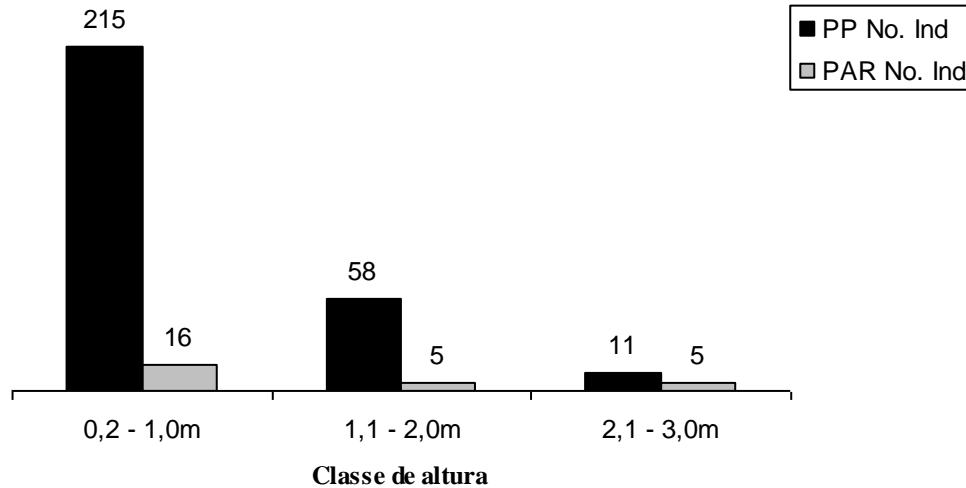


Figura 5.6: Comunidade preservada (PP) e alterada e com rochosidade (PAR) produtos da divisão por TWINSpan no estrato arbóreo e o número de indivíduos por classe de altura nas parcelas de regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

A similaridade pelo índice de Sørensen indicou modificações na composição florística entre as classes de tamanho. Esta foi maior entre as classes II e III (58,8%), de 51,8% entre I e II, e de 38,5% entre I e III. Este comportamento aponta a substituição de espécies com o aumento da classe de diâmetro. A similaridade alta entre as classes II e III pode indicar a maior chance das espécies nestas classes em figurarem na futura flora arbórea. A classe I representa a fase de maior dinâmica (Oliveira *et al.* 2001), e o grau de similaridade desta com as outras classes pode variar de acordo com a composição florística da chuva de sementes local e externa. Estudos de avaliação contínua se tornam essenciais para o entendimento destas modificações.

As espécies exclusivas à classe I foram: *Maytenus disticophylla*, *Sapium sp.*; *Hymenaea sp.*; *Bowdichia virgilioides*; *Solanum americanum*; *Cedrela odorata*; *Cordia tricothoma*, Batinga Branca e Indeterminada 1, enquanto *Eugenia aff. berjoensis* foi exclusiva à classe III. A classe I teve maior quantidade de espécies exclusivas, que

foram substituídas nas classes posteriores, o que indica a baixa regeneração local. Por outro lado, *B. nitidifolia*, *M. sylvatica* e *P. crucis* foram representadas em todas as classes de tamanho, as duas primeiras notadamente abundantes, indicando boa regeneração local. Estas espécies estão presentes no sub-bosque da mata, nas classes de altura abaixo do dossel e a expectativa é que continuem habitando a floresta futura. Espécies representadas em todas as classes de tamanho têm maior potencial para estabelecimento, desenvolvimento e participação da composição futura na comunidade (Higuchi *et al.* 2006; Pereira *et al.* 2001; Citadini-Zanette 1995).

A diminuição da riqueza entre as classes de tamanho sugere que as plântulas até 1 m têm encontrado restrições competitivas para o estabelecimento e posterior acesso às classes superiores. Esta categoria de plântulas até 1 m foi considerada como “não estabelecida” por Felfili (1997) e sujeita a maior sensibilidade às alterações (Felfili & Abreu 1999). *Eugenia ligustrina* e *Maytenus disticophylla* ilustram este fenômeno, de indivíduos concentrados na classe I e diminuição e ausência na classe II, respectivamente, até ausência na última classe (III). Para McLaren *et al.* (2005) espécies com este comportamento têm reprodução adequada, mas forte restrição ou filtro ambiental para o estabelecimento e atingir estádios superiores. Estas restrições apontam as espécies presentes nas classes II e III como aquelas que representam parte da comunidade arbórea adulta atual e representarão a futura comunidade.

Os resultados encontrados demonstram que a regeneração natural foi predominantemente constituída por espécies dominantes no estrato arbóreo, como *Byrsonima nitidifolia*, *Eugenia ligustrina* e *Myrcia sylvatica*. As espécies *Calisthene microphylla*, *Erythroxylum mucronatum*, *Allophylus laevigatus* e *Zanthoxylum rhoifolium* importantes no estrato arbóreo não foram amostrados na regeneração.

A presença de *Byrsonima nitidifolia*, *Prockia crucis* e *Myrcia sylvatica* em todas as classes de tamanho da regeneração natural e no estrato adulto, suas abundâncias e característica de distribuição ampla, podem ser espécies consideradas prioritárias em planos de restauração ou enriquecimento de áreas degradadas na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre.

5.3.4 - Parâmetros fitossociológicos

As cinco espécies com maiores valores de Regeneração Natural (Tabela 5.3) foram *Byrsonima nitidifolia*, *Myrcia sylvatica*, *Eugenia ligustrina*, *Acnistus arborescens* e *Maytenus distichophylla* que representaram 89% da comunidade amostrada e também foram as mais frequentes. *B. nitidifolia* também foi a espécie de maior IVI e com maior abundância no estrato adulto.

A distribuição de abundância das espécies na comunidade de plântulas seguiu o mesmo padrão da comunidade arbórea, poucas espécies abundantes e de ampla distribuição e muitas espécies mais raras com distribuição restrita. Este padrão é considerado comum em regiões tropicais (Richards 1998).

Tabela 5.3: Número de indivíduos (N), densidade relativa (DRel), frequência relativa (FRel), Classe de Tamanho de Regeneração Natural (CTRN) e Índice de Regeneração Natural (RN) na Floresta Estacional Semidecidual do Pico do Jabre, PB.

Espécies	N	DRel	FRel	CTRN	RN
<i>Byrsonima nitidifolia</i>	170	54,84	31,94	54,99	141,78
<i>Myrcia sylvatica</i>	65	20,97	11,11	20,29	52,37
<i>Eugenia ligustrina</i>	27	8,71	12,50	9,66	30,87
<i>Acnistus arborescens</i>	7	2,26	6,94	2,43	11,64
<i>Maytenus distichophylla</i>	7	2,26	5,56	2,81	10,62
<i>Capparis flexuosa</i>	5	1,61	4,17	1,63	7,41
<i>Peltophorum dubium</i>	3	0,97	4,17	0,91	6,05
<i>Prockia crucis</i>	4	1,29	2,78	0,57	4,63
<i>Sapium</i> sp.	2	0,65	2,78	0,80	4,23
<i>Randia nitida</i>	2	0,65	2,78	0,14	3,56
<i>Myroxylon peruiferum</i>	3	0,97	1,39	0,91	3,27
Indeterminada 2	3	0,97	1,39	0,91	3,27
<i>Hymenaea</i> sp.	2	0,65	1,39	0,80	2,84
<i>Bowdichia virgilioides</i>	2	0,65	1,39	0,80	2,84
Batinga branca	1	0,32	1,39	0,57	2,28
<i>Mimosa</i> sp.	2	0,65	1,39	0,14	2,17
<i>Solanum americanum</i>	1	0,32	1,39	0,40	2,11
<i>Cedrela odorata</i>	1	0,32	1,39	0,40	2,11
Indeterminada 1	1	0,32	1,39	0,40	2,11
<i>Cordia trichothoma</i>	1	0,32	1,39	0,40	2,11
<i>Eugenia</i> aff. <i>brejoensis</i>	1	0,32	1,39	0,03	1,74
Total geral	310	100	100	100	300

Das 21 espécies amostradas, apenas três foram amostradas em todas as classes de tamanho, oito em duas e 10 em uma única classe de tamanho (Tabela 5.4). Para Silva *et*

al. (2007), a distribuição das espécies entre as classes de tamanho pode estar relacionada à forma de ocupação dos espaços e a dependência por clareiras para o estabelecimento na floresta. A maior quantidade de espécies exclusivas na classe I indica elevado ingresso das espécies via germinação de sementes e posterior seleção por competição ou restrição de habitats.

Tabela 5.4: Número de indivíduos por espécie nas Classes de Tamanho de Regeneração Natural I (0,20 -1,0 m), II (1,1 – 2,0 m) e III (2,1 – 3,0 m) na Floresta Estacional Semidecidual do Pico do Jabre, PB.

Espécies	CTR N	CTR N	CTR N III
	I	II	
<i>Acnistus arborescens</i>	6	-	1
<i>Bowdichia virgilioides</i>	2	-	-
<i>Byrsonima nitidifolia</i>	127	37	6
Batinga branca	1	-	-
<i>Capparis flexuosa</i>	4	-	1
<i>Cedrela odorata</i>	1	-	-
<i>Cordia tricothoma</i>	1	-	-
<i>Eugenia</i> aff. <i>brejoensis</i>	-	-	1
<i>Eugenia ligustrina</i>	23	4	-
<i>Hymenaea</i> sp.	2	-	-
Indeterminada 1	1	-	-
Indeterminada 2	2	1	-
<i>Maytenus disticophylla</i>	7	-	-
<i>Myroxylon peruiferum</i>	2	1	-
<i>Myrcia sylvatica</i>	46	16	3
<i>Peltophorum dubium</i>	2	1	-
<i>Mimosa</i> sp.	-	1	1
<i>Prockia crucis</i>	1	1	2
<i>Randia nítida</i>	-	1	1
<i>Sapium</i> sp.	2	-	-
<i>Solanum americanum</i>	1	-	-
Total geral	231	63	16

As três espécies presentes nas três classes de tamanho, *Byrsonima nitidifolia*, *Myrcia sylvatica* e *Prockia crucis* apresentam potencial de estabelecimento maior e portanto maior chance de figurar no estrato arbóreo (Jardim 1990).

As espécies *Randia nitida*, *Eugenia* aff. *brejoensis* e *Mimosa* sp. não foram amostradas na menor classe de tamanho. Oliveira *et al.* (2001) atribuíram este fato às diferentes formas de dispersão, estabelecimento e sobrevivência, ao desenho amostral e critério de inclusão em seus estudos em Floresta Atlântica de encosta em São Paulo. No Pico Jabre

observações continuadas poderão gerar outros resultados. Destas três espécies, *R. nitida* está bem representada no estrato arbóreo, com a 8ª posição em Valor de Importância.

As espécies raras, presentes na área com densidade inferior a 1 (15 – 71,5%), provavelmente apresentam problemas colonização (Kageyama & Gandara 1993), devendo ser priorizadas em programas de conservação no Pico do Jabre. Por outro lado, espécies tardias no processo de sucessão também se apresentam em baixa densidade na sua fase inicial de colonização (Silva *et al.* 2007).

Os dados sugerem que a regeneração da área estudada, sob regime de distúrbio localizado, provavelmente ocorreu através de fontes de propágulos próximos.

Byrsonima nitidifolia e *Myrcia sylvatica* foram as espécies mais importantes no sub-bosque por apresentarem os maiores índices de Regeneração Natural (RN) e estar presentes em todas as classes de tamanho (Tabela 5.4). *Myrcia sylvatica* teve baixa densidade relativa de indivíduos adultos (0,84 ind/ha), mas grande eficiência em estabelecer novos indivíduos.

5.3.5 - Proporção de indivíduos regenerantes e taxa de regeneração natural

Todas as espécies presentes no estrato arbóreo e no estrato da regeneração apresentaram proporção entre regenerantes e adultos maior que 1:1. As espécies com maior possibilidade de sucesso regenerativo, segundo Sales & Schiavinni (2007) foram *M. sylvatica*, *A. arborescens*, *B. nitidifolia* e *Eugenia* aff. *brejoensis* que apresentaram os maiores valores de proporção (Tabela 5.5).

Espécies com alta proporção de indivíduos regenerantes provavelmente farão parte da comunidade arbórea futura. Proporções maiores que 1:1 indicam baixo risco de ausência na composição futura mesmo com a morte de adultos (Salles & Schiavini 2007). Espécies com baixa densidade no estrato arbóreo e poucos indivíduos recrutados na regeneração podem ser extintas devido às variações ambientais e demográficas, problemas genéticos ou catástrofes naturais (Tabarelli & Mantovani 1999).

Tabela 5.5. Proporção entre indivíduos regenerantes e adultos na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, PB.

Espécies	DA (R)* (A)	DA (A)** (B)	Proporção (A.B ⁻¹)
<i>Myrcia sylvatica</i>	2256,94	17,2	131,05
<i>Acnistus arborescens</i>	243,06	6,7	36,46
<i>Eugenia aff. brejoensis</i>	34,72	1,7	20,83
<i>Byrsonima nitidifolia</i>	5902,78	298,3	19,79
<i>Bowdichia virgilioides</i>	69,44	5,6	12,50
<i>Eugenia ligustrina</i>	937,50	83,3	11,25
<i>Peltophorum dubium</i>	104,17	10,0	10,42
<i>Cedrela odorata</i>	34,72	5,6	6,25
<i>Myroxylon peruiferum</i>	104,17	19,4	5,36
<i>Maytenus dystichophylla</i>	243,06	47,8	5,09
<i>Capparis flexuosa</i>	173,61	38,9	4,46
<i>Prockia crucis</i>	138,89	32,8	4,24
<i>Sapium sp.</i>	69,44	17,8	3,91
<i>Solanum americanum</i>	34,72	13,3	2,60
<i>Batinga branca</i>	34,72	20,0	1,74
<i>Cordia trichotoma</i>	34,72	23,3	1,49
<i>Randia nitida</i>	69,44	52,8	1,32

* = densidade absoluta na regeneração.** = densidade absoluta no estrato arbóreo.

5.3.6 Similaridade florística entre o estrato arbóreo e o de regeneração natural

Dentre as 64 espécies arbóreas amostradas no estrato arbóreo, 47 destas (74,4%) não ocorreram no estrato da regeneração. Higuchi *et al.* (2006) interpretou a ausência de espécies na regeneração como resultado da baixa representação ou a baixa produção de sementes destas espécies na área. Fato comum para as espécies mais raras ou mais exigentes, de habitats restritos nas comunidades. Das 47 espécies ausentes na regeneração natural, nove estão representadas por mais de 30 indivíduos no estrato arbóreo: *Allophylus laevigatus* (108); *Zanthoxylum rhoifolium* (97); *Myrcia tomentosa* (61); *Byrsonima sp* (61); *Calisthene microphylla* (56 indivíduos), *Pisonia tomentosa* (42); *Erythroxylum mucronatum* (40) e *Myrciaria floribunda* (34). Peña-Carlos (2003) considerou como abundantes espécies presentes com 30 ou mais indivíduos na Amazônia boliviana. As outras 38 espécies não representadas na regeneração natural têm menos de 30 indivíduos no estrato arbóreo, sendo 21 espécies com até 5 indivíduos, quatro com 6—9, 14 entre 10 – 20 e três de 20 – 29 indivíduos. Nestes casos o comprometimento da regeneração pode ser resultado da inadequada produção, dispersão e germinação das sementes, estabelecimento de plântulas ou, ainda, das perdas por predação ou herbivoria. Segundo Salles & Schiavini (2007) grandes quantidades de indivíduos regenerantes são necessários para que populações de espécies arbóreas se

mantenham e tenham sucesso em comunidades florestais. Por outro lado, espécies menos abundantes no estrato adulto como *Sapium* sp. (32), *Myrcia sylvatica* (31), *Solanum americanum* (24), *Cedrela odorata* (10) e *Bowdichia virgilioides* (10) e *Eugenia* aff. *brejoensis* (3) foram registradas na regeneração. Algumas destas espécies como *S. americanum* e *B. virgilioides* são consideradas pioneiras o que explica sua maior representação na regeneração natural, especialmente em área sob intervenção.

Diferenças na composição florística entre o estrato arbóreo e o estrato da regeneração natural foi detectado em outras formações de Florestas Estacionais Semidecíduas (Coraiolo & Netto 2003). Para Alves & Metzger (2006) estas diferenças sugerem a importância de outras fontes de regeneração na manutenção da diversidade florística, como registrado pelos autores em áreas de vegetação secundária.

O índice de similaridade florística entre os dois estratos foi de 40%, e foram detectadas espécies com importância estrutural no estrato arbóreo e ausentes na regeneração natural. Inventários permanentes da regeneração servirão para diagnosticar prováveis problemas na regeneração, para que assim se possa sugerir ações a fim de evitar extinções locais.

Há poucos registros sobre a intensidade e duração de perturbações antrópicas que ocorreram no Pico do Jabre. Há sinais de diferentes formas de uso da terra, pastagem, agricultura de subsistência, extração seletiva de madeira e caça de pequenos animais, que certamente afetaram a estrutura e dinâmica nos estratos da regeneração e estrato adulto. O resultado foi um mosaico florístico-vegetacional parcialmente aqui registrado.

A baixa densidade e riqueza de espécies de plântulas estabelecidas no sub-bosque apontam prováveis falhas na comunidade arbórea, como fonte de propágulos ou condições inadequadas para a germinação e estabelecimento de novos indivíduos. A presença de fontes de propágulos disponíveis na área pode tornar rápida a acumulação de espécies características da floresta primária após alta perturbação (Denslow & Guzman 2000) especialmente se há mecanismos de dispersão eficientes e condições de recrutamento adequadas (Guarigata & Ostertag 2001). Alvarenga *et al.* (2006) ressaltou a importância da existência de fontes de propágulos nas proximidades, seja de pequenos remanescentes ou de indivíduos isolados, no processo de recuperação por meio da

regeneração natural em áreas alteradas. No Pico do Jabre parte da floresta preservada apresenta alta diversidade e riqueza de espécies que funciona como fonte de propágulos. No entanto, a rochosoidade, a estacionalidade, o antropismo aparentemente restringiram a regeneração.

As florestas secas sazonais estão muito mais sujeitas a baixa fecundidade, ausência e/ou baixa produção anual de sementes (Bullock 1995), provavelmente devido a maior variabilidade climática, com variações conhecidas na produção interanual (Frankie *et al.* 1974; Bullock & Solis 1990). A sobrevivência das plântulas, por sua vez, está principalmente relacionada à sazonalidade das secas e das populações de insetos fitófagos (Gerhardt 1998; Lieberman & Li 1992).

A precipitação anual foi superior em 2002 e regular em 2003 (Figura 5.7).

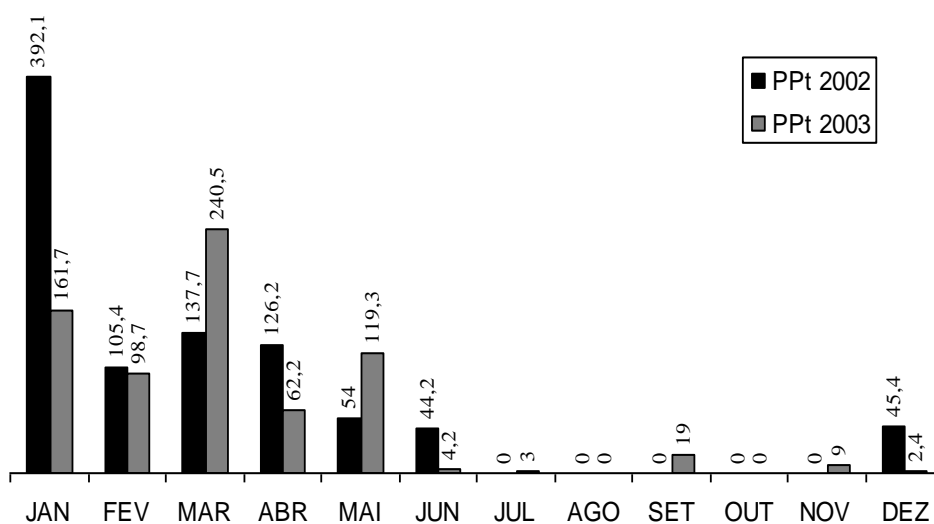


Figura 5.7: Precipitação (mm) mensal nos anos de 2002 e 2003 no município de Teixeira-PB, distante 16 km do Pico do Jabre, PB.

Em Florestas Estacionais o tempo de dispersão das sementes é até certo ponto previsível, com a maturação dos frutos carnosos concentrados na estação chuvosa e dos frutos secos na estação seca (Griz & Machado 2001). O período seco certamente não favorece a germinação e as sementes permanecem quiescentes até as primeiras chuvas do ano seguinte (Vieira *et al.* 2008) quando rapidamente germinam (Garwood 1983). Sendo assim, a germinação na estação chuvosa parece ser característica selecionada evolutivamente em Florestas Secas (Singh & Singh 1992), maximiza o uso das

primeiras chuvas para o estabelecimento das plântulas e aumenta a sobrevivência na próxima estação seca (Garwood 1983). No entanto, as variações de precipitação entre anos e períodos de seca durante as chuvas são características de regiões de Matas Secas (Murphy & Lugo 1995). Estas variações provocam altas taxas de mortalidade por dessecação de sementes e de plântulas (Vieira & Scariot 2006). Curtos períodos de seca na estação úmida (veranicos) têm implicações importantes na demografia de plântulas e na dinâmica da comunidade de florestas úmidas tropicais (Engelbrecht *et al.* 2006). Sendo assim, o recrutamento de plântulas é sazonal, e maior na estação úmida, e há menor sucesso na taxa de regeneração por semente e aumento da mortalidade na estação seca. O efeito da sazonalidade se torna mais pronunciado quando age juntamente com distúrbios (McLaren & McDonald 2003). Na área em estudo, a estacionalidade é marcante (Figura 5.7) e estudos futuros poderão detectar o nível de influência deste fator no estabelecimento e sobrevivência das plântulas.

5.4. CONCLUSÕES

O estrato da regeneração natural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre apresentou riqueza florística baixa, apenas com 21 espécies no levantamento fitossociológico, cerca de um terço da riqueza registrada no estrato arbóreo. As cinco espécies com maiores valores de Regeneração Natural foram *Byrsonima nitidifolia*, *Myrcia sylvatica*, *Eugenia ligustrina*, *Acnistus arborescens* e *Maytenus disticophylla* que representaram 89% da comunidade amostrada. *B. nitidifolia* foi a espécie de maior IVI no estrato adulto, que apresentou dominância ecológica em ambos os estratos estudados.

Os indivíduos regenerantes se concentraram na classe de altura até 1m (70,5%). As espécies *Byrsonima nitidifolia*, *Prockia crucis* e *Myrcia sylvatica*, presentes em todas as classes na regeneração natural e no estrato adulto, com abundâncias e característica de distribuição ampla, podem ser espécies consideradas prioritárias em planos de restauração ou enriquecimento de áreas degradadas da Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre.

A similaridade entre os estratos foi de 40%, e nove espécies presentes com mais de 30 indivíduos no estrato arbóreo estiveram ausentes na regeneração natural o que indica que a flora arbórea futura será distinta da atual.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVARENGA, A.P.; BOTELHO, S.A. & PEREIRA, I.M. 2006. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região sul de Minas Gerais. **Cerne** 12(4): 360-372.
- ALVES, J.F & METZGER, J.P. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica** 26(2): 1-26.
- ANDRADE, L.A.; OLIVEIRA, F.X.; NEVES, C.M. & FELIX, L.P. 2007. Análise da vegetação sucessional em campos abandonados no agreste paraibano. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias** 2(2): 135-142.
- ANDRADE, L.A.; OLIVEIRA, F.X.; NASCIMENTO, I.S.; FABRICANTE, J.R.; SAMPAIO, E.V.S.B & BARBOSA, M.R.V. 2006. Análise florística e estrutural de matas ciliares ocorrentes em brejo de altitude no município de Areia, Paraíba. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias** 1: 31-40.
- ANDRADE, L.A.; PEREIRA, I.M. & DORNELAS, G.V. 2002. Análise da vegetação arbóreo-arbustiva espontânea ocorrente em taludes íngremes no município de Areia, estado da Paraíba. **Revista Árvore** 26(2): 165-172.
- APGII. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society** 141: 399-436.
- BARDDAL, M. ; RODERJAN, C.V.; GALVÃO, F. & CURCIO, G.R. 2004. Fitossociologia do sub-bosque de uma Floresta Ombrófila Mista no município de Araucária, PR. **Ciência Florestal** 14(1): 35-45.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1950. **Sociologia vegetal, estudio de las comunidades vegetales**. Buenos Aires: Acme. 44p.
- BULLOCK, S.H. 1995. Plant reproduction in Neotropical dry forest. In: Bullock, S.H., Mooney, H.A. & Medina, E. (Eds.) **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, New York, NY, pp. 277-303.
- BULLOCK, S,H & SOLIS, M.J.A. 1990. Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. **Biotropica** 15: 292-294.
- CALDATO, S.L.; FLOSS, P.A.; CROCE, D.D. da & LONGHI, S.J. 1996. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na Reserva Genética Florestal de Caçador, SC. **Ciência Florestal** 6(1): 27-38.
- CAMPANELLO, P.J.; GATTI, M.G.; ARES, A.; MONTTI, L. & GOLDSTEIN, G. 2007. Tree regeneration and microclimate in a liane and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management** 252: 108-117.

- CARVALHO, J.O.P. 1982. Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará. Curitiba: UFPR, 1982. 128p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná.
- CITADINI-ZANETE, V & BAPTISTA, L.R.M. 1989. Vegetação herbácea terrícola de uma comunidade florestal em Limoeiro, município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **Boletim do Instituto de Biociências/UFRGS**. **45**: 1-87.
- CARAIOLA, M. & NETO, S.P. 2003. Levantamento da composição florística de uma floresta estacional semidecidual localizada no município de Cássia -MG. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais** **1**(1): 11-21.
- CUNNINGHAM, W P & SAIGO, B.W. 1999. **Environmental Sciences: a Global Concern**. Boston, USA The McGraw-Hill Companies, Inc.
- DAWS, M.; PEARSON, T.R.H.; BURSLEM, D.F.R.P.; MULLINS, C.E.; DALLING, J.W. 2005. Effects of topographic position, leaf litter and seed size on seedling demography in a semi-deciduous tropical forest in Panama. **Plant Ecology** **179**: 93-105.
- DENSLOW, J.S & GUZMAN, S. 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. **Journal of Vegetation Science** **11**: 201-212.
- ELGENBRECHT, B.M.J.; DALLING, J.W.; PEARSON, T.R.M.; WOLF, R.L.; GÁLVEZ, D.A.; KOEHLER, T.; TYREE, M.T. & KURSAR, T.A. 2006. Short dry spells in the wet season increase mortality of tropical pioneer seedlings. **Oecologia** **148**: 258-269.
- FELFILI, J.M & RESENDE, R.P. 2003. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Comunicações Técnicas Florestais 5(1). Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília.
- FELFILI, J.M. & ABREU, H.M. 1999. Regeneração natural de *Roupala montana* Aubl., *Piptocarpha macropoda* Back e *Persea fusca* Mez. em quatro condições ambientais na Mata de Galeria do Gama-DF. **Cerne** **5**(2): 125-132.
- FELFILI, J.M. 1997. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. **Forest Ecology and Management** **91**: 235-245.
- FERREIRA, M.J.; PEREIRA, J.M.; BOTELHO, S.A. & MELLO, C.R. 2009. Avaliação da regeneração natural em nascentes perturbadas no município de Lavras, MG. **Ciência Florestal** **19**(2): 109-129.
- FINOL, U.H. 1971. Nuevos parametros a considerarse en el analisis estrutural de las selvas virgins tropicales. **Revista Florestal Venezolana** **14**(21): 29-42.

- FRANKIE, G.W.; BAKER, H.G. & PLER, P.A. 1974. Comparative phonological studies of stress in wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. **Journal of Ecology** **62**: 881-919.
- GAMA, J.R.V.; BOTELHO, S.A. & BENTES-GAMA, M. de M. 2002. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. **Revista Árvore** **26**(5): 559-566.
- GARWOOD, N.C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. In: **Ecology of soil seed banks** (M.A. Leck, V.T. Parker & R.L. Simpson, eds.). Academic Press, San Diego, California, p. 149-208.
- GARWOOD, N.C. 1983. Seed-germination on a seasonal tropical forest in Panama - a community study. **Ecol. Monogr.** **53**:159-181.
- GERHARDT, K. 1998. Leaf defoliation of tropical dry forest tree seedlings – implications for survival and growth. **Trees** **13**: 361-364.
- GÓMEZ-POMPA, A.G & VÁZQUEZ-YANES, C.N. 1981. Successional studies of a rain forest in México. Pp. 247-266. In: **Forest concepts and application** D.C. West, H.H. Schugart & D.B. Botken (eds.). Springer-Verlag, New York.
- GONZAGA, A.P.D.; ALMEIDA, H. de S.; NUNES, Y.R.F.; MACHADO, E.L.M. & NETO, S. 2007. Regeneração natural de comunidades arbóreas de dois fragmentos de Floresta Decídua (Mata Seca de Calcário) no município de Montes Claros, MG. **Revista Brasileira de Biociências** **14**: 531-533.
- GRIS, L.M.S & MACHADO, I.C.S. 2001. Fruiting phenology and seed dispersal syndrome in caatinga, a tropical dry forest in the northeastern of Brazil. **Journal of Tropical Ecology** **17**:303-321.
- GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology Management** **148**: 185-206.
- HARPER, J.L. **Population biology of plants**. London, Academic Press. 1977. 892p.
- HIGUCHI, P.; REIS, M.G.F.; REIS, G.G.; PINHEIRO, A.L.; SILVA, C.T. & OLIVEIRA, C.H.R. 2006. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG. **Revista Árvore** **30** (6): 893-904.
- HOSOKAWA, R.T.; MOURA, J.B. & CUNHA, U.S. 1998. **Introdução ao Manejo e Economia Florestal**. Curitiba, Editora FPR.
- JARDIM, F.C.S. 1990. Mortalidade e crescimento na Floresta Equatorial de terra firme. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, **Série Botânica** **6**(2): 227-234.

- KAGEYAMA, P.Y & GANDARA, F.B. 1993. Dinâmica de populações de espécies arbóreas para o manejo e a conservação. In Simpósio de Ecossistemas da costa brasileira, 3., São Paulo. **Anais...São Paulo: ACIESP**, p. 1-9.
- KENT, M & COKER, P. 1992. **Vegetation description and analysis - a practical approach**. London. John Wiley & Sons. Diversification in the tropics. Columbia University Press, New York.
- LAMPRECHT, H. 1962. Ensayo sobre unos metodos para el analisis estructural de los bosques tropicales. **Acta Científica Venezolana** **13**(2): 57-65.
- LIEBERMAN, D & LI, M. 1992. Seedling recruitment patterns in tropical dry forest in Ghana. **Journal of vegetation Science** **3**: 375-382.
- MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, W.A.C. 2004. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na fazenda Beria Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore** **28** (4): 499-516.
- MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. London: Chapman and Hall. 256p.
- MARANGON, L.C.; SOARES, J.J.; FELICIANO, A.L.P. & BRANDÃO, C.F.L.S. 2008. Regeneração natural em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore** **32**(1): 183-191.
- McLAREN, K.P.; McDONALD, M.A.; HALL, J.B & HEALEY, J.R. 2005. Predicting species responses to disturbance from size class distribution of adults and saplings in Jamaica tropical dry forest. **Plant ecology** **181**: 69-84.
- McLAREN, K.P. & McDONALD, M.A. 2003. Seedlings dynamics after different intensities of human disturbance in tropical dry limestone forest in Jamaica. **Journal of Tropical Ecology** **19**: 567-578.
- MEIRA-NETO, J.A.A. & MARTINS, F.R. 2003. Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbustivo da mata da Silvicultura, uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa – MG. **Revista Árvore** **27**(4): 459-471.
- MOCHIUTTI, S.; HIGA, A.R. & SIMON, A.A. 2008. Fitossociologia dos estratos arbóreo e de regeneração natural em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsi* De Wild.) na região da Floresta Estacional Semidecidual do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal** **18**(2): 207-222.
- MURPHY, P.G. & LUGO, A.E. 1986. Ecology of tropical dry forest. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** **17**: 67-88.
- NARVAES, I da S.; LONGHI, S.J. & BRENA, D.A. 2008. Florística e classificação da regeneração natural em floresta ombrófila mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. **Ciência Florestal** **18**(2): 233-245.

- NARVAES, I da S.; BRENA, D.A. & LONGHI, S.J. 2005. Estrutura da regeneração natural em floresta mista na floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. **Ciência Florestal 15**: 331-342.
- OLIVEIRA, F.X. de; ANDRADE, L.A & FÉLIX, L.P. 2006. Comparações florísticas e estruturais entre comunidades de Floresta Ombrófila Aberta com diferentes idades no município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 20**(4): 861-873.
- OLIVEIRA, R. de .J.; Mantovani, W & Melo, M.M. de R.F. 2001. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da Floresta Atlântica de encosta, Peruíbe, SP. **Acta Botanica Brasilica 15**(3): 391-412.
- PAKEMON, R.J. & SMALL, J.K. 2005. The role of seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap regeneration. **Journal of Vegetation Science 16**: 121-130.
- PEÑA-CARLOS, M. 2003. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon. **Biotropica 35**(4): 450-461.
- PEREIRA, I.M.; ANDRADE, L.A.; COSTA, J.R.M.; & DIAS, J.M. 2001. Regeneração natural em um remanescente de caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no agreste paraibano. **Acta Botanica Brasilica 15**(3): 413-426.
- PIMENTEL, A.; PUTTON, V.; WATZLAWICK, A.F.V. & SAUERESSIG, D. 2007. Fitossociologia do sub-bosque do Parque Ambiental Rubens Dallegrove, Irati, PR. **Floresta 38**(3): 479-486.
- RICHARDS, P.W.1998. **The tropical rain forest an ecological study**. 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge. 575p.
- RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V. & BARROS, L.C. 2004. Tropical rain forest regeneration in na área degraded by mining in Mato Grosso state, Brazil. **Forest Ecology and Management 190**(2): 323-333.
- ROLLET, B. 1974. **L'architecture de forêts denses humides sempervirens de Paline**. Norgent sur Marne: Centre Technique Forestier Tropical. 297 p.
- SAGAR, R & SINGH, J.S. 2004. Local plant species depletion in a tropical dry deciduous Forest of northern India. **Environmental Conservation 31**(1): 55-62.
- SALDARRIGA, J.C. & UHL, C. 1991. Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro, pp. 303-312. In: **Tropical rain forest regeneration and management**. A. Gomez-Pompa, T.C. Whitmore & M. Hadley (eds.). Blackwell, New York.
- SALIS, S.M.; ZICKERL, C.S & TMASHIRO, J.Y. 1996. Fitossociologia do sub-bosque da mata da Reserva Municipal da Santa Genebra, Campinas (Estado de São Paulo). **Naturalia 21**: 171-180.

- SALLES, J.C. & SCHIAVINI, I. 2007. Estrutura e composição do estrato de regeneração natural em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. **Acta Botanica Brasilica** **21**(1): 223-233.
- SAMPAIO, A.B.; HOLL, K. & SCARIOT, A. 2007. Regeneration of a Seasonal Deciduous Forest tree species in long-used pastures in Central Brazil. **Biotropica** **39**(5): 655-659.
- SCIPIONE, M.C.; LONGHI, S.J.; ARAÚJO, M.M. & REINERT, D.J. 2009. Regeneração natural de um fragmento de floresta estacional decidual na Reserva Biológica do Ibirai-Mirim (RS). **Floresta** **39**(3): 675-690.
- SILVA, C.W.; MARANGON, L.C.; FERREIRA, R.L.C.; FELICIANO, A.L.P. & JÚNIOR, R.C.F. 2007. Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Ombrófila Densa, Mata das Galinhas, no município de Catende, zona da mata sul de Pernambuco. **Ciência Florestal** **17**(4): 321-331.
- SILVA JÚNIOR, J.F. 2004. Estudo fitossociológico em um remanescente de floresta atlântica visando dinâmica de espécies florestais arbóreas no município de Cabo de Santo Agostinho, PE. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), UFRPE, Recife.
- SILVA-JÚNIOR, W. M.; MARTINS, S.V.; SILVA, A.F. & JÚNIOR, P.M. 2004. Regeneração natural de espécies arbustico-arbóreas em dois trechos de Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. **Scientia Forestalis** **66**: 169-179.
- SINGH, J.S. & SINGH, V.K. 1992. Phenology of seasonally dry tropical forest. **Current Science** **63**: 684-9.
- SOUZA, A.L. de; SCHETTINO, S.; JESUS, R.M. de & VALE, A.B. 2002. Dinâmica de regeneração natural em uma Floresta Ombrófila Densa secundária após corte de cipós, reserva natural da Companhia Vale do Rio Doce AS, estado do Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore** **26**(4): 411-419.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Biologia** **59**(2): 239-250.
- TOFOLI, G.R.; BIANCOM S.; PAVANI, M.C.M.D. & SILVA, R.C. 1998. Estimativa de área foliar de plantas daninhas: *Solanum americanum* Mill. **Planta Daninha** **16**(2): 149-152.
- VARGAS-RODRIGUEZ, Y.L.; VÁZQUEZ-GARCÍA, J.A. & WILLIAMSON, G.B. 2005. Environmental correlates of tree and seedling-sapling distributions in a Mexican tropical dry forest. **Plant Ecology** **180**: 117-134.
- VIEIRA, D.L.M. ; LIMA, V.V.; SEVILHA, A.C. & SCARIOT, A. 2008. Consequences of dry-season dispersal on seedling establishment of dry forest trees: should we store seeds until the rains? **Forest Ecology and Management** **256**: 471-481.

- VIEIRA, D.L.M. & SCARIOT, A. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology 14**: 11-20.
- WHITMORE, T.C. 1996. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry. In: **Ecology of tropical forest tree seedlings** (MD Swaine, ed.). UNESCO/Parthenon, Paris/Camforth, p. 3-39.
- ZAR, J.H. 1996. **Biostatistical Analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 622p.

6 - A FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA NO PICO DO JABRE: FLORA E ESTRUTURA NO CONTEXTO DAS FLORESTAS ÚMIDAS E SECAS EM PERNAMBUCO E NA PARAÍBA.

RESUMO

(A FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA NO PICO DO JABRE: FLORA E ESTRUTURA NO CONTEXTO DAS FLORESTAS ÚMIDAS E SECAS EM PERNAMBUCO E NA PARAÍBA). As florestas estacionais montanas distribuem-se no semi-árido nordestino como parte do domínio da Floresta Atlântica. Para situar a Floresta Estacional Montana do Pico do Jabre na Paraíba (06° 02'12'' a 08° 19'18'' S e 34° 45'12'' a 38° 45'45''W) no contexto florístico regional, as afinidades entre 17 comunidades florestais na Paraíba e em Pernambuco foram avaliadas através do uso da análise de classificação por UPGMA, TWINSpan e do teste t de Mantel. A hipótese de que a isoietia de 1.000 mm separa florestas úmidas e secas no Nordeste foi testada. As análises se basearam em matrizes da presença/ausência e da densidade relativa de espécies nas áreas. A análise por UPGMA incluiu os índices de similaridade de Sørensen e Czekanowski. O teste t de Mantel foi aplicado para avaliar a influência das distâncias geográficas na similaridade entre as florestas. A análise de espécies indicadoras foi realizada para detectar espécies indicadoras de habitats. A lista inicial de 493 espécies da comparação florística foi reduzida para 278 espécies representadas por cinco ou mais indivíduos. Os resultados evidenciaram o grupo das florestas úmidas (FU) que incluiu as florestas ombrófilas submontanas e as estacionais de terras baixas e o grupo das florestas secas (FS) que incluiu as florestas estacionais montanas e a transição savana estépica -florestas montanas. A análise envolveu uma grande heterogeneidade florística dado que a similaridade mediana de Sørensen foi 0,21. A análise por TWINSpan corroborou estes grupos e incluiu *Cupania revoluta* como indicadora de FU e *Ceiba glaziovii* e *Capparis flexuosa* como indicadoras das FS. A isoietia de 1.000 mm e o número de meses secos são condições ecológicas que explicam e corroboram as diferenças nos padrões florísticos já encontrados. A Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre mostrou a terceira maior similaridade média de Sørensen entre áreas (0,26), por conter espécies típicas de todas as 17 comunidades comparadas. O teste t de Mantel mostrou que as similaridades entre as fitofisionomias estão relacionadas com as distâncias geográficas entre elas. Os resultados apontam a singularidade florística e estrutural na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre que apresentou baixos níveis de similaridade com todas as comunidades florestais comparadas.

Palavras chave: Análise de similaridade; Teste t de Mantel; Espécies indicadoras de habitat.

ABSTRACT

(THE PICO DO JABRE MONTANE SEASONAL FOREST: FLORA AND STRUCTURE IN THE CONTEXT OF PERNAMBUCO AND PARAÍBA DRY AND WET FORESTS). As part of the Atlantic Forest domain montane seasonal forests are distributed within the Brazilian northeast semiarid region. In order to place the Pico do Jabre montane seasonal Forest, Paraíba, Brazil (06° 02'12'' to 08° 19'18'' S and 34° 45'12'' to 38° 45'45''W) within a regional floristic context affinities among 17 forest communities in Paraíba and Pernambuco states were assessed by using UPGMA, TWINSPLAN and Mantel' t test. The hypothesis that suggests that the 1.000 mm isohyet split humid and dry forests in the Northeast region was tested. These analyses were based on species presence/absence and relative density matrix. UPGMA analysis included Sørensen and Czekanowski similarity indexes. Mantel's t test was applied to assess geographical distance influences and similarity analysis to detect habitat indicator species. Initially a list of 493 species was reduced to 278 species showing at least five individuals. Results pointed out a wet Forest (FU) group including submontane ombrophilous and low land seasonal forests, and a dry forest group (FS) which included montane seasonal forests and savanna-montane forest transition areas. A great floristic heterogeneity was involved since Sørensen average similarity were 0.21. TWINSPLAN analysis corroborated this groups and presented *Cupania revoluta* as FU indicator species and *Ceiba glaziovii* and *Capparis flexuosa* as FS indicator species. The 1.000 mm isohyet and the number of dry months explained the floristic patterns established. Some preferential and wide distributed species were also quoted. Mantel' t test showed that similarities were related to geographical distances. Among all comparisons the Pico do Jabre montane seasonal Forest showed the third higher average Sørensen Similarity (0,26) since it included typical species of all compared communities. Low similarity levels with all forest communities compared pointed out the floristic singularity registered at the Pico do Jabre montane seasonal Forest.

Key Words: Similarity analysis; Mantel's T test; Habitat indicator species.

6.1 - INTRODUÇÃO

A diversidade de climas ao longo da Floresta Atlântica, desde o paralelo 3° ao de 30° de latitude sul, varia desde o equatorial úmido (tropical) ao temperado (subtropical), o que conduz a mudanças em sua composição florística (Vasconcelos Sobrinho 1971). Há registros de grandes modificações em altitude desde zero até 2.900 m acima do nível do mar, acompanhadas por mudanças abruptas no tipo e profundidade do solo e temperatura média do ar (Mantovani 2003) e em longitude, com as florestas sazonais se posicionando mais para o interior, com a variação da precipitação (Oliveira-Filho & Fontes 2000).

Estudos sobre similaridade florística na Mata Atlântica têm sido desenvolvidos em escala nacional (Siqueira 1994; Oliveira-Filho *et al.* 2006; Silva & Shepherd 1986), em escala regional (Oliveira-Filho *et al.* 2005; Scudeller *et al.* 2001; Oliveira-Filho & Fontes 2000; Van der Berg & Oliveira-Filho 2000; Torres *et al.* 1997) e local (Machado *et al.* 2004) ou macrorregiões no Sudeste e no Nordeste do país (Cardoso & Queiroz 2008; Rodal *et al.* 2008; Nascimento & Rodal 2008; Andrade *et al.* 2004; Rodal & Nascimento 2006; Ferraz *et al.* 2004; Moura & Sampaio 2001; Rodal *et al.* 2005 a, b; Rodal & Nascimento 2002; Sales *et al.* 1999). Todos constataram diferenças florísticas consistentes entre florestas úmidas pluviais e decíduas. Oliveira-Filho *et al.* (2006) verificou a existência de gradientes florísticos na Mata Atlântica relacionados à diminuição na disponibilidade de água, variações na temperatura com a latitude e a altitude, assim como na fertilidade do solo, com substituição de florestas sempreverdes por semidecíduas e depois decíduas. Estas Florestas Estacionais Semideciduais têm status de altamente ameaçadas e têm sua flora e ecologia ainda pouco conhecida quando comparadas às florestas úmidas pluviais (Mooney *et al.* 1995).

No Nordeste ocorrem Florestas Úmidas Perenifólias e Florestas Estacionais Semidecíduas que apresentam diferenças florísticas e estruturais entre si (Lopes *et al.* 2008; Vasconcelos Sobrinho 1971). Estas Florestas Estacionais ocorrem mais comumente na região de transição entre a Mata Atlântica costeira e a Caatinga mais ao interior ou na zona semi-árida nos cumes das serras, circundadas por Caatinga.

Estudos florísticos apontam a baixa similaridade entre estas florestas montanas, e para Moura & Sampaio (2001) os fragmentos resultantes das mudanças climáticas passadas contêm seu subconjunto de espécies, sob diferentes condições físicas e significativas diferenças florísticas. A comparação entre Florestas Montanas e Matas Costeiras mostrou floras diversas (Ferraz 1994), embora, muitas vezes, mais semelhantes quando mais próximas entre si (Mayo & Fevereiro 1982; Tavares *et al.* 2000). Por outro lado, a semelhança florística com a vegetação caducifólia espinhosa da Caatinga foi sempre baixa (Lyra 1982; Moura & Sampaio 2001).

Condições abióticas diversas resultam em variações nos padrões de riqueza e de formas de vida em florestas situadas em áreas montanhosas (Rodal & Sales 2007; Rodal *et al.* 2005a; Ferraz *et al.* 2004; Rodal & Nascimento 2002; Tavares *et al.* 2000; Lyra 1982). Diferenças florístico-estruturais significativas entre Matas Secas e Florestas Úmidas no Nordeste ocorrem mesmo quando sobre mesmas condições climáticas (Lopes *et al.* 2008). Para Lima (2009) a dissimilaridade florística entre tipologias florestais sob o mesmo domínio climático é maior quando há diferenças geomorfológicas entre elas, e, dentro da mesma unidade geomorfológica, a dissimilaridade ocorre principalmente em função da distância geográfica entre estas, e o clima tem efeito secundário. O Planalto da Borborema, principal unidade geomorfológica no Nordeste, onde se localiza o Pico do Jabre, mostra grande diversidade geomorfológica e de vegetação (Rodal *et al.* 2008a).

Alguns estudos mais antigos apontaram não haver unidade florística definida entre Florestas Montanas nordestinas (Sales *et al.* 1998), com presença de espécies de várias fitofisionomias (Andrade-Lima 1953; 1964; 1966). Outros estudos têm apontado flora diversificada com unidades florísticas distintas e sob influência dos ecossistemas próximos (Ferraz 1994; Correia 1996; Sales *et al.* 1998). Estudos recentes mostraram que as relações entre as Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas, Semidecíduais de Terras Baixas, Ombrófilas Montanas, Mata Atlântica costeira e a Caatinga ainda permanecem em aberto, embora algumas relações florísticas entre estas já tenham sido detectadas (Nascimento & Rodal 2008; Lopes *et al.* 2008; Rodal & Nascimento 2006; Ferraz *et al.* 2004; Rodal & Nascimento 2002).

Andrade-Lima (1981) propôs a isoietia de 1000mm/ano como o limite máximo abaixo do qual ocorreriam as formações florestais secas no Nordeste. Rodal *et al.* (2008a) corroborou este limite e acrescentou o número de oito meses secos por ano como outro fator importante na separação entre florestas secas e úmidas no Nordeste.

A partir da hipótese que a isoietia de 1000mm e oito meses secos por ano separam florística e estruturalmente as florestas secas e úmidas no Nordeste, conforme proposto por Andrade Lima (1954) e Rodal *et al.* (2008a), são objetivos deste capítulo verificar a similaridade florística da Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre com outras fitofisionomias florestais na Paraíba e em Pernambuco e se as relações florísticas encontradas respondem a variações geográficas e climáticas. Para tanto foram elaboradas as seguintes perguntas: **pergunta 7:** Qual a similaridade florística entre a Floresta Estacional Semidecidual Montana no Pico do Jabre e outras Florestas Semidecíduais, Florestas Ombrófilas e áreas de Transição em diferentes posições geográfica na Paraíba e Pernambuco? **Pergunta 8:** A composição de espécies na Floresta Estacional Semidecidual Montana no Pico do Jabre responde a variações geográficas e climáticas?

6.2. - MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 - Dados florísticos, estruturais e variáveis e geográficas

As florestas incluídas na análise foram classificadas em úmidas e secas de acordo com Rodal *et al.* (2008) como se segue: as florestas úmidas recebem precipitação anual maior que 1.000 mm que distribuídos resultam em menos de oito meses com precipitação inferior a 100 mm; nas florestas secas a precipitação anual é menor que 1.000 mm que resultam em mais de oito meses secos no ano. Para cada área, a situação geográfica encontra-se na figura 6.1 e as variáveis climáticas na Tabela 6.1.

Listagens da flora arbórea foram compiladas a partir de 19 listas de levantamentos florísticos e fitossociológicos produzidos em 17 áreas de Mata Atlântica *sensu lato* e *sensu stricto* (Oliveira-Filho & Fontes 2000) nos estados de Pernambuco (11) e Paraíba (7) (Tabela 6.1). A organização por famílias foi feita de acordo com o sistema do *Angiosperm Phylogeny Group II* (APG 2003).

As fitofisionomias incluídas foram: Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas (ESM) e de Terras Baixas (ETB), Floresta Ombrófila Submontana (OSM), segundo classificação de (Veloso *et al.* 1991), Floresta Atlântica (FA) e área de Transição (T) entre a vegetação caducifólia espinhosa da Caatinga e Floresta Estacional Semidecidual Montana, na microrregião do Curimataú Oriental e no Agreste da Paraíba (Tabela 6.1). As categorias de elevação foram: Florestas de Terras Baixas < 100 m, Florestas Submontanas de 100 a 600 m e Florestas montanas com > 600 m (Veloso *et al.* 1991).

Na lista florística, os levantamentos realizados por Rodal & Nascimento (2002 e 2006), na Reserva Biológica de Serra Negra, por Rodal *et al.* (2005 b) e por Andrade & Rodal (2004), na Mata do Toró, foram reunidos por serem resultados de uma única área geográfica. Para a análise estrutural foi considerado apenas o trabalho de Andrade & Rodal (2004) e Rodal & Nascimento (2006).

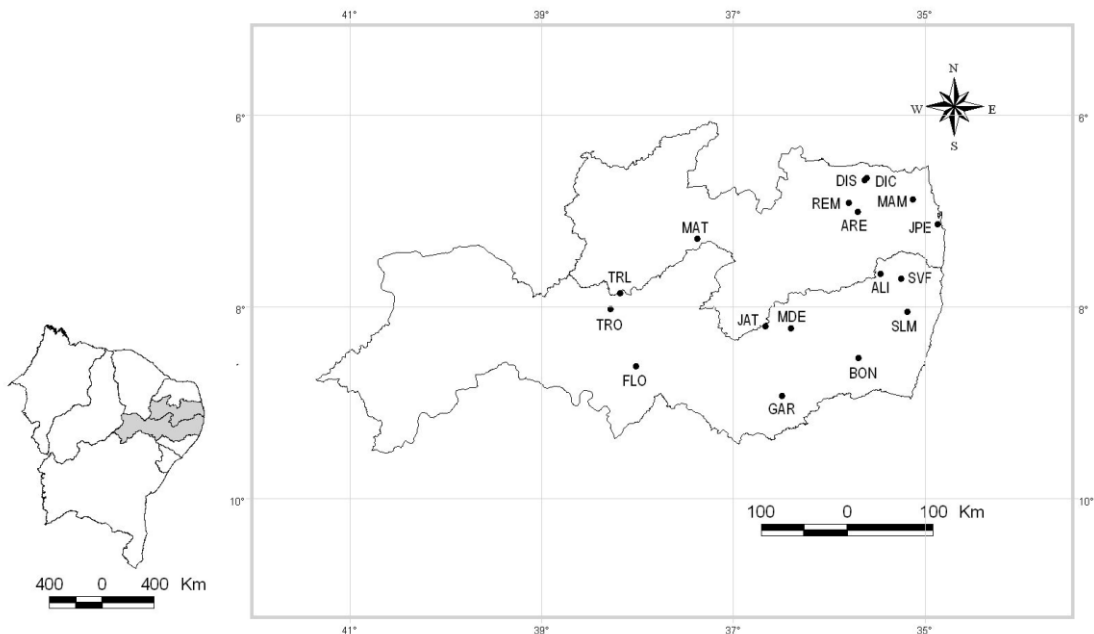


Figura 6.1: Região Nordeste do Brasil e as áreas incluídas na presente análise.

O método de parcelas foi utilizado em 18 dos 19 inventários e Xavier *et al.* (2009) utilizou o método de quadrantes em Dona Inês- Seró (DIS) e Dona Inês-Caboclo (DIC) na Paraíba. A área das parcelas variou entre 10 x 10 m (Barbosa 1996) a 10 x 50 m (este

estudo). Parcelas de 10 x 20 m foram utilizadas nos demais levantamentos. O critério de inclusão empregado considerou, em sua maioria, indivíduos com DAP ≥ 5 cm, à exceção dos levantamentos de Pereira *et al.* (2002) e Ferraz *et al.* (2003) que utilizaram DA_{Solo} ≥ 3 cm e altura mínima de 1 m. Em todos os levantamentos fitossociológicos foram registrados apenas os indivíduos arbóreos. Poucos levantamentos (7) incluíram coletas intensivas de espécimes de plantas fora das parcelas (Ferraz *et al.* 1998; Rodal *et al.* 2005 a, b; Melo & Rodal 2003; Moura & Sampaio 2001; Rodal & Nascimento 2002; Pereira & Alves 2006) e neste caso só as espécies arbóreas foram consideradas nos cálculos da presente análise.

As variáveis geográficas utilizadas foram altitude, distância de cada área ao oceano e a distância das áreas entre si, tomadas a partir da latitude e longitude de cada área posicionadas e medidas no *Google Earth*, que não considera o relevo. Os dados de altitude foram obtidos da literatura.

Tabela 6.1: Características geográficas e climáticas para as áreas onde foram conduzidos 19 levantamentos florísticos (17 áreas) incluídos na análise florística, em duas unidades da federação (UF). As áreas anotadas com * foram selecionadas para as análises estruturais que envolveram a densidade relativa. (ESM = Floresta Estacional Semidecidual Montana; OSM = Floresta Ombrófila Submontana; MA = Mata Atlântica costeira; ESTB = Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas; T = Áreas de Transição entre Caatinga e Floresta Montana).

Localidades	UF	Latitude (S)	Longitude (W)	Altitude (m)	Distância da Costa (Km)	N ^o Meses Secos	Precipitação anual (mm)	Fitosionomia	Referências
Maturéia (MAT)	PB	7 10' 15''	36 45' 28''	1167	286	7-8	800-1000	ESM	Este trabalho *
Areia (ARE)	PB	6 58' 12''	35 42' 15''	600	97	4	1450	OSM	Andrade <i>et al.</i> 2006 *
João Pessoa (JPE)	PB	7 6'	34 52'	45	5	1 - 3	1500-1700	MA	Barbosa 1996 *
Madre de Deus (MDE)	PE	8 11' 14''	36 23' 73''	900	161	6 - 8	948	ESM	Nascimento & Rodal 2008 *
São Vicente Ferrer (SVF)	PE	7 ^o 37'	35 28'	420	45	2 - 3	1103	OSM	Lopes <i>et al.</i> 2008 *
Aliança (ALI)	PE	7 40'	35 15'	150	72	5	1059	ESTB	Lopes <i>et al.</i> 2008 *
São Lourenço da Mata (SLM)	PE	8 1	35 11'	< 100	36	6	1300	ESTB	Rodal <i>et al.</i> 2005 b; Andrade & Rodal 2004 *
Floresta (FLO)	PE	8 35'	38 01'	800-900	324	6	900	ESM	Rodal & Nascimento 2006 *; 2002
Garanhuns (GAR)	PE	8 53' 25''	36 29' 34''	963	146	6-8	788	ESM	Melo & Rodal 2003
Jataúba (JAT)	PE	8 10'	36 40'	1020-1120	192	5	764	ESM	Moura & Sampaio 2001
Bonito (BON)	PE	8 29' 40''	35 41' 45''	400-500	76	5	1310	OSM	Rodal <i>et al.</i> 2005 a
Remígio (REM)	PB	6 52' 52''	35 47' 42''	596	103	>6	700	T	Pereira <i>et al.</i> 2002 *
Mamanguape (MAM)	PB	6 50' 19,3''	35 47' 42''	35	25	6	1634	MA	Pereira & Alves 2006
Dona Inês-Seró (DIS)	PB	6 37' 18''	35 08' 11,51''	480	71	>6	750	T	Xavier 2009 (Seró) *
Dona Inês-Caboclo (DIC)	PB	6 38' 19''	35 37' 58''	360	74	>6	750	T	Xavier 2009 (Caboclo) *
Triunfo-Lagoa Nova (TRL)	PE	7 49'	38 11'	1100	369	5	1260	ESM	Ferraz <i>et al.</i> 2003 (1100m) *
Triunfo-Olho D'água (TRO)	PE	7 59'	38 17'	900	374	6	1066	ESM	Ferraz <i>et al.</i> 2003 (900m) *

6.2.2 - Análises florísticas e estruturais

As análises foram realizadas a partir do banco de dados florístico e estrutural da vegetação presente nas áreas. A matriz inicial incluiu 493 espécies. Mas como nestas análises foram excluídas as espécies presentes em uma única área e aquelas não identificadas ao nível de espécie, a matriz final abrangeu 208 espécies, resultantes de 19 levantamentos florísticos e fitossociológicos em 17 áreas (Tabela 6.1).

A análise foi feita com base no índice de Sørensen (Magurran 1988). A média das similaridades de Sørensen foram calculadas para cada localidade e a mediana para a análise geral. Assim a avaliação incluiu similaridade média acima, igual ou abaixo da mediana geral. A similaridade florística foi avaliada para as 17 áreas (Figura 6.1) com emprego do programa MVSP (2004).

A distribuição das espécies entre as áreas foi analisada pela constância relativa (RC) (Scudeller *et al.* 2001):

$$RC = 100 (Pi/17), \quad (6.1)$$

Onde: Pi representa o número de áreas onde a espécie “i” foi amostrada.

Conforme Scudeller *et al.* (2001) as espécies foram classificadas como de ampla distribuição quando $RC \geq 80\%$, de distribuição intermediária com $20 < RC < 80\%$ ou restritas quando $RC \leq 20\%$. Nesta análise, as espécies com alta e baixa constância nas comunidades não podem ser consideradas típicas das mesmas. As primeiras geralmente são altamente plásticas, indiferentes ou oportunistas e as últimas podem ter ocorrência acidental na área (Muller-Dombois & Ellenberg 1974). Somente as espécies intermediárias foram consideradas característica das áreas (Scudeller *et al.* 2001).

Foi feito a análise de constância relativa (RC) e da Densidade Relativa Média, ou Média de Abundância (MA) (Scudeller *et al.* 2001) calculada em porcentagem, para as 13 áreas que continham dados estruturais (Tabela 6.1), a fim de investigar a existência da relação entre a abundância e a distribuição de espécies nas 13 localidades comparadas. A Densidade Relativa Média, ou Média de Abundância (MA) calculada por:

$$MA = 100 (\sum n_i / \sum N_j), \quad (6.2)$$

Onde: n_i = número de indivíduos da espécie i

N = número total de indivíduos amostrados nos 13 levantamentos.

6.2.3 - Classificação das áreas

A interpretação da similaridade florística entre 17 áreas foi realizada por meio de análise de agrupamento, baseado no índice de Similaridade de Sørensen e da associação entre as áreas, pelo método de média de grupo (UPGMA). O dendrograma produzido expressa as relações de similaridade entre áreas (Sneath & Sokal 1973).

A classificação por TWINSpan (*Two-way indicator species analysis*) foi feita com os dados estruturais das 13 áreas, com os valores da densidade relativa das espécies presentes nas mesmas. O método efetuou a classificação das espécies em função das áreas em que ocorrem e das áreas em função da presença das espécies; expressou a afinidade florística entre as mesmas e acrescentou a informação de espécies indicadoras e preferenciais a cada grupo e as não preferenciais (Kent & Coker 1992).

Os níveis de corte para as falsas espécies foram mantidos em 0; 2; 5; 10 e 20 cujos grupos gerados foram considerados com significado ecológico quando os autovalores foram iguais ou superiores a 0,3 (Kent & Coker 1992).

A classificação por TWINSpan foi processada pelo uso do programa PC-ORD desenvolvido por Hill (1979), versão 5.0 para Windows (McCune & Mefford 1997).

6.2.4 - Efeito da distância geográfica

Para avaliar a relação entre a similaridade florística e a distância geográfica entre as áreas foi realizado o teste de t de Mantel, usando o programa PC-ORD versão 5.0 (McCune & Mefford 1999). Foram utilizadas as matrizes da similaridade de Jaccard entre áreas e a matriz das distâncias geográficas entre pares de áreas (Lima *et al.* 2009; Scudeller *et al.* 2001). O teste de Monte Carlo, baseado em 1000 permutações aleatórias foi aplicado para avaliar a significância do teste t de Mantel.

6.2.5 - Análise de espécies indicadoras

Foi realizada análise de espécies indicadoras (Dufrene & Legendre 1997) para determinar suas preferências por habitats. Para tanto se combinou a densidade absoluta e fidelidade de ocorrência (frequência) em grupos determinados de unidades amostrais, classificados por habitat. Nesta análise foram calculados os Valores Indicativos (VI) para cada espécie dentro de cada grupo, testados pelo teste de Monte Carlo (Dufrene & Legendre 1997) Considerou-se indicadora de qualquer habitat aquela com o maior VI e quando a significância do teste de Monte Carlo foi superior a 95%. A análise foi realizada pelo programa PC-ORD for Windows versão 5.0 (McCune & Mefford, 1999). Neste caso foi excluída a única área de Mata Atlântica (MA), pois o teste pressupõe repetição de habitats (Dufrene & Legendre 1997). A matriz secundária incluiu a variável categórica fitofisionomias (habitats), usualmente empregada para a definição dos grupos de espécies indicadoras. A matriz principal conteve todas as 244 espécies presentes nas 16 áreas nas fitofisionomias estudadas: Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas (ESM), Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas (ESTB), Florestas Ombrófilas Submontanas (OSM) e áreas de Transição (T).

6.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.3.1 Flora, constância e distribuição de espécies

Foram amostradas 64 famílias, 246 gêneros e 493 espécie nas 17 áreas (Anexo 1). A família mais rica foi Fabaceae com 89 espécies (Mimosoideae 42, Caesalpinioideae 21, Cercidae 3 e Faboideae 23), seguida por Myrtaceae (45), Rubiaceae (26), Euphorbiaceae (19) e Sapotaceae (17). Estas cinco famílias representaram 40% do total de espécies presentes nas áreas.

Os gêneros mais ricos foram *Eugenia* (17 espécies), *Erythroxylum* (13), *Inga* (11), *Myrcia* (10) e *Miconia* e *Pouteria* com 9 espécies cada. Estes gêneros representaram 35% da riqueza de espécies nas áreas estudadas.

Nenhuma espécie esteve presente em todos os levantamentos. As espécies com maior frequência foram *Cupania revoluta* que ocorreu em 11 áreas (64,7%); *Albizia*

polycephalla, *Capparis flexuosa*, *Casearia sylvestris* e *Handroanthus impetiginosus* em 10 (58,8%); *Ceiba glaziovii* e *Guapira opposita* em nove (52,9 %) e *Cordia trichotoma*, *Randia nitida* e *Myrcia sylvatica* em oito áreas (47,1%).

A análise de constância relativa não indicou qualquer espécie amplamente constante, enquanto que 426 (86,41%) apresentaram distribuição restrita e 67 (13,6%) constância intermediária. A maioria das espécies, 285 (57,9%), foi encontrada em apenas um levantamento o que aponta a sua distribuição restrita e especificidade de habitats. Dentre as espécies de constância intermediária e restrita, 43,3% e 8,7% são encontradas no Pico do Jabre, respectivamente. No primeiro caso, algumas delas com destaque em termos de valor de importância fitossociológica (IVI) como *Allophylus laevigatus* (6ª posição em IVI), *Zanthoxylum rhoifolium* (7ª), *Randia nitida* (8ª), *Prockia crucis* (9ª) e *Capparis flexuosa* (10ª). *Byrsonima nitidifolia*, *Eugenia ligustrina*, *Calisthene microphylla*, *Maytenus disticophylla*, *Erythroxylum mucronatum*, *Ficus gardneriana*, *Myroxylon peruiferum* e *Myrciaria floribunda* têm constância restrita às áreas, e no Pico do Jabre ocorrem com posição fitossociológica 1º, 2º, 3º, 4º, 5º, 13º, 15º e 17º na comunidade, respectivamente.

6.3.2 - As relações florístico-estruturais

6.3.2.1 - Análise de similaridade florística

A similaridade de Sørensen (Figura 6.2) apresentou mediana geral de 0,214, bastante abaixo dos 0,5 considerados em literatura como o nível acima do qual as similaridades são tidas altas (Kent & Coker 1996). A análise mostrou que a Floresta Estacional Semidecidual Montana no Pico do Jabre (MAT) apresentou a segunda maior média (0,26) de similaridade com as demais áreas. Por outro lado, a área Madre de Deus (MDE) foi a mais distinta com similaridade média de 0,158.

A similaridade mediana calculada em separado para cada fitofisionomia, foi de 0,27 entre as Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas, de 0,30 entre as Florestas Ombrófilas Montanas, de 0,53 entre Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas, 0,47 entre Matas Atlânticas Costeiras e 0,46 entre Áreas de Transição.

As áreas de Transição (T), a Floresta Estacional Semidecidual Montana (MDE) e a Floresta Ombrófila Submontana (SVF) foram mais distintas entre si, sem qualquer espécie em comum. As maiores similaridades 67%, 58% e 53% ocorreram entre as áreas T (DIS e DIC), entre as ESM (TRL e TRO) e entre as ESTB (ALI e SLM), respectivamente. A maior similaridade ocorreu tanto pelo tipo de fitofisionomia como pela proximidade áreas (Figura 6.1).

MAT																		
MAT	1,00	ARE	ε															
ARE	0,26	1,00	JPE															
JPE	0,12	0,29	1,00	MDE														
MDE	0,13	0,25	0,11	1,00	SVF													
SVF	0,09	0,3	0,47	0,33	1,00	ALI												
ALI	0,18	0,29	0,29	0,16	0,32	1,00	SLM											
SLM	0,2	0,38	0,26	0,26	0,34	0,53	1,00	FLO										
FLO	0,39	0,32	0,14	0,2	0,06	0,25	0,18	1,00	GAR									
GAR	0,32	0,27	0,14	0,12	0,03	0,14	0,13	0,13	1,00	JAT								
JAT	0,36	0,37	0,12	0,31	0,07	0,2	0,22	0,39	0,16	1,00	BON							
BON	0,23	0,27	0,24	0,15	0,33	0,2	0,24	0,17	0,15	0,23	1,00	REM						
REM	0,36	0,25	0,03	0	0,03	0,09	0,02	0,38	0,12	0,31	0,03	1,00	MAM					
MAM	0,25	0,45	0,47	0,15	0,25	0,29	0,26	0,19	0,26	0,27	0,26	0,12	1,00	DIS				
DIS	0,23	0,27	0,16	0,06	0,03	0,18	0,17	0,29	0,16	0,28	0,06	0,28	0,17	1,00	DIC			
DIC	0,32	0,26	0,05	0,06	0	0,15	0,13	0,3	0,19	0,25	0,03	0,44	0,14	0,67	1,00	TRL		
TRL	0,36	0,3	0,13	0,14	0,05	0,09	0,18	0,29	0,18	0,36	0,14	0,17	0,19	0,11	0,16	1,00	TRO	
TRO	0,36	0,19	0,05	0,09	0,05	0,15	0,14	0,33	0,14	0,29	0,08	0,29	0,16	0,14	0,19	0,58	1,00	
Média	0,260	0,295	0,192	0,158	0,172	0,219	0,228	0,251	0,165	0,262	0,176	0,183	0,243	0,204	0,209	0,214	0,202	
	↑	↑	↓	↓	↓	↑	↑	↑	↓	↑	↓	↓	↑	↓	↓	=	↓	0,214

Figura 6.2: Similaridade de Sørensen entre Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas, Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas, Florestas Ombrófilas Montanas, Mata Atlântica costeira e áreas de Transição nos Estados da Paraíba e Pernambuco. O significado dos acrônimos está contido na Tabela 1

Os diferentes níveis de alteração em áreas da mesma fitofisionomia resultou em diferenças florísticas marcantes. A área de Brejo de Madre de Deus (MDE), relatada com baixa alteração (Nascimento & Rodal 2008), e aquela em Garanhuns (GAR), anteriormente ocupada por monocultura cafeeira, com reflexos na flora e estrutura da vegetação (Melo & Rodal 2003), apesar de serem classificadas como ESM, estarem geograficamente próximas e em longitudes e altitudes semelhantes (900-1030 m), apresentaram similaridade de 12% entre si. O antropismo tem sido correntemente referido como fator de grande importância nas diferenciações florístico-estruturais entre florestas no Nordeste (Siqueira *et al.* 2001; Tabarelli & Santos 2004).

6.3.2.2. - Classificação por UPGMA.

A análise de agrupamento conduzida para a avaliação florística (Figura 6.3), mostrou, baixa similaridade na primeira divisão (15%), com a formação de dois grupos: o primeiro que reuniu as Florestas Úmidas (FU) próximas do litoral e o grupo das Florestas Secas (FS) distantes da costa. Este padrão corrobora com a proposta de Andrade-Lima (1981) e Rodal *et al.* (2008) para florestas úmidas e secas no Nordeste. Ou seja, há a separação florística entre florestas no limite de 1.000 mm e períodos secos menores que 8 meses. No município Brejo Madre de Deus a Floresta Estacional Semidecidual Montana (MDE) agrupou-se com as florestas úmidas, embora apresente características ecológicas de Florestas Secas. A precipitação local com 948 mm e 6 a 8 meses secos/ano, no limite da isoietia de 1.000 mm e sua situação geográfica na zona de transição entre a Mata Atlântica costeira e a encosta oriental da Borborema (Rodal *et al.* 2008a) tornou esta área floristicamente mais próxima a Florestas Ombrófilas Montanas e Mata Atlântica costeira. Este mesmo padrão foi encontrado por Nascimento & Rodal (2008) para a área de MDE.

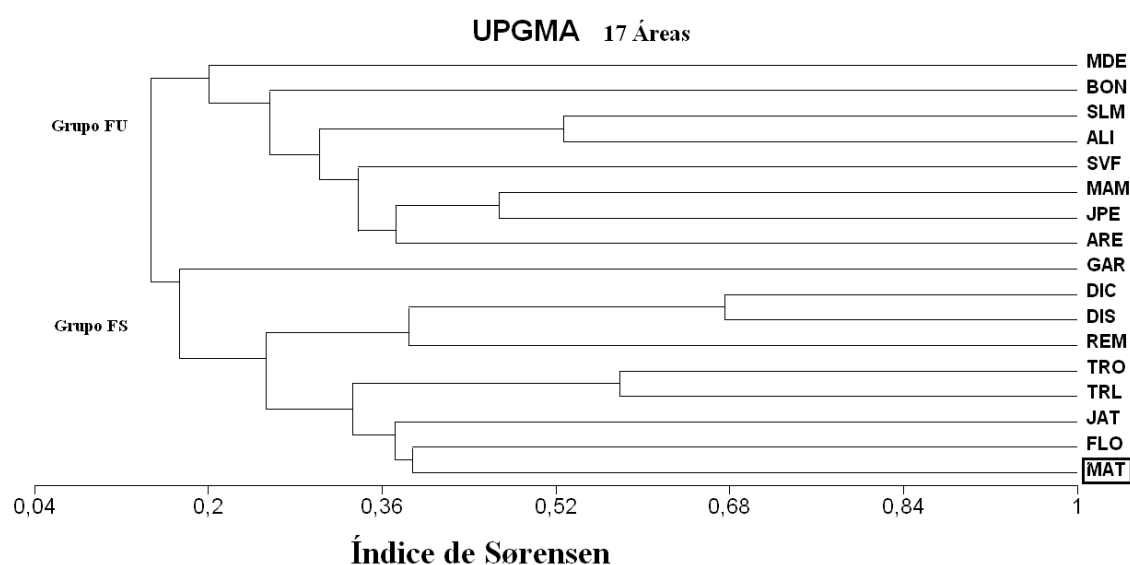


Figura 6.3: Dendrograma de similaridade florística (UPGMA) para 17 áreas de florestas nos estados de Pernambuco e Paraíba. Onde: MAT = Maturéia (PB), ARE = Areia (PB); JPE = João Pessoa (PB); MDE = Brejo Madre de Deus (PE); SVF = São Vicente Ferrer (PE); ALI = Aliança (PE); SLM = São Lourenço da Mata (PE); FLO = Floresta (PE); GAR = Garanhuns (PE); JAT = Jataúba (PE); BON = Bonito (PE); REM = Remígio.

A área de Garanhuns tem situação de 788 mm de precipitação e 6-8 meses secos, apesar de se posicionar no grupo das Florestas Secas, está isolada das demais, separada por níveis de similaridade inferiores a 20%. Por outro lado, as Florestas Secas estão posicionadas em serras em meio a Caatinga, nas vertentes ocidentais, e em zonas de transição entre o litoral (úmido) e o sertão (seco), a zona do Agreste. Estas Florestas têm condições de vegetar em meio à Caatinga por ação de relevo local, que cria condições climáticas favoráveis ao desenvolvimento de formações florestais em locais secos restritivos a estas formações.

Em Triunfo (TRL e TRO) apesar das condições climáticas de área úmida com precipitação de 1260 e 1066 mm e 5 e 6 meses secos, respectivamente, apresenta flora mais similar àquela das áreas secas. Estas florestas apresentaram agrupamento semelhante nos estudos de Rodal *et al.* (2008a).

Os padrões florísticos detectados uniram como Florestas Úmidas (FU) as áreas de Mata Atlântica Costeira, Florestas Estacionais Semidecíduas de terras baixas e Florestas Ombrófilas Montanas, tal qual detectado por (Rodal *et al.* 2005 a). No grupo das Florestas Secas (FS) ocorrem as Florestas Estacionais Semidecíduas Montanas mais ao interior, parte destas posicionadas nas serras em meio à Caatinga e as áreas de transição entre Caatinga e Florestas Estacionais Montanas na região do Agreste Pernambucano. A influência florística nos dois grupos foi clara: as Florestas Úmidas tem maior ligação florística com a Mata Atlântica costeira e as Florestas Secas apresentam influência da vegetação semi-árida. Estas conexões florísticas, entretanto, ainda não estão claramente entendidas (Rodal *et al.* 2008a). Os padrões aqui detectados são consistentes com a interpretação dos dados de precipitação e quantidade de meses secos.

O grupo das Florestas Secas, onde se situa a Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre, foi formado por Florestas Estacionais Semidecíduas Montanas (MAT, FLO, JAT, TRL, TRO, e GAR) e áreas de Transição entre Caatinga e Florestas Montanas (DIS, DIC e REM). A área de Garanhuns (GAR), descrita por Melo & Rodal (2003) com histórico de ocupação por monocultura cafeeira e alto índice de perturbação antrópica foi isolada das demais. Nos subgrupos formados, o primeiro incluiu as áreas de transição DIS, DIC e REM, que apresentam os menores índices pluviométricos; o segundo uniu as áreas de Triunfo (TRL e TRO), com diferenças de altitude de 200 m e

distantes de 21 Km entre si e o último foi formado pelas áreas MAT, FLO e JAT, as cinco últimas todas Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas.

As ligações de similaridade entre os subgrupos das Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas se dão sempre abaixo de 50% de similaridade que reforça as diferenças florísticas entre elas. Este foi o padrão também encontrado nos estudos de Ferraz *et al.* (2004), que explicou a ordenação das Florestas Montanas de acordo com a altitude e número de meses secos, diferentemente de Florestas de Terras Baixas, ordenadas de acordo com a latitude e precipitação.

O grupo de Florestas Secas (GAR, DIC, DIS, REM, TRO, TRL, JAT, FLO, MAT) apresentou 46 espécies exclusivas, excluídas as espécies que ocorrem em uma única área (Tabela 6.2). Esta flora exclusiva inclui *Pera glabrata*, espécie indicadora de Floresta Ombrófilas de Terras Baixas em Pernambuco, Paraíba e Sergipe e cinco espécies indicadoras de Florestas Ombrófilas Montanas em Pernambuco (*Cassia ferruginea*, *Manilkara rufula*, *Piptadenia stipulacea*, *Senna spectabilis* e *Zanthoxylum rhoifolium* (Ferraz *et al.* 2004)).

Tabela 6.2: Espécies exclusivas ao grupo FS em 17 áreas em Pernambuco e na Paraíba.
(*) Espécies registradas no Pico do Jabre, PB.

<i>Acacia glomerosa</i>	<i>Acacia piauensis</i>	<i>Allophylus quercifolius</i>	<i>Amburana cearensis</i> *
<i>Aspidosperma pyriforme</i> *	<i>Aspidosperma riedelii</i>	<i>Bauhinia cheilantha</i>	<i>Byrsonima gardneriana</i>
<i>Caesalpinia pyramidalis</i>	<i>Capparis jacobinae</i>	<i>Cassia ferruginea</i> *	<i>Celtis brasiliensis</i>
<i>Cereus jamacaru</i> *	<i>Chrysophyllum rufum</i>	<i>Croton sonderianus</i>	<i>Croton urticifolius</i> *
<i>Erythroxylum passerinum</i>	<i>Eugenia florida</i>	<i>Guettarda sericea</i>	<i>Jatropha mollissima</i> *
<i>Manihot glaziovii</i> *	<i>Manilkara rufula</i>	<i>Maprounea guianensis</i>	<i>Maytenus obtusifolia</i>
<i>Maytenus rigida</i>	<i>Miconia minutiflora</i>	<i>Mimosa tenuiflora</i>	<i>Myracrodruon urundeuva</i> *
<i>Myrciaria floribunda</i> *	<i>Parapiptadenia zehntneri</i> *	<i>Pera glabrata</i>	<i>Piptadenia stipulacea</i> *
<i>Pisonia cuneifolia</i>	<i>Pseudobombax marginatum</i>	<i>Pterogyne nitens</i>	<i>Rolliniopsis leptopetala</i>
<i>Rudgea jacobinensis</i>	<i>Schinopsis brasiliensis</i>	<i>Senna rizzini</i>	<i>Senna spectabilis</i>
<i>Spondias tuberosa</i>	<i>Syagrus oleracea</i> *	<i>Trichilia emarginata</i>	<i>Ximenia americana</i>
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> *	<i>Zanthoxylum tenuiflorum</i>		

As espécies exclusivas do grupo FS com ocorrência no Pico do Jabre estão marcadas na tabela 6.2. Três são indicadoras de Floresta Ombrófilas Montanas de Pernambuco

(*Cassia ferruginea*, *Piptadenia stipulacea* e *Zanthoxylum rhoifolium*) (Ferraz *et al.* 2004). Alguns gêneros foram incluídos por Rodal *et al.* (2008a) como indicadores de áreas secas (*Amburana*, *Cereus*, *Croton*, *Jatropha*, *Manihot*, *Myracrodruon* e *Zanthoxylum*) e de áreas secas das encostas oeste da Borborema (*Myrciaria*, *Syagrus*) com *Zanthoxylum* e *Amburana* posicionadas em ambos os grupos. Destas 46 espécies exclusivas, três ocorreram somente na área do Pico do Jabre – *Byrsonima nitidifolia*, *Ouratea hexasperma* e *Trema micrantha*.

A Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre apresentou 22 espécies exclusivas, quando comparadas todas as espécies das 17 áreas e incluindo as de ocorrência restrita a uma única área. Destas, há cinco gêneros indicadores de áreas úmidas e de serras interioranas (*Campomanesia*, *Casearia*, *Ficus*, *Rhamnidium* e *Roupala*) e um de áreas secas (*Acacia*) (Rodal *et al.* 2008a). As espécies com registro somente na área em estudo foram: *Acacia glomerata*, *Acnistus arborescens*, *Bakeridesia pickerii*, *Calisthene microphylla*, *Campomanesia viatoris*, *Casearia aculeata*, *Chloroleucon dumosum*, *Cordia globosa*, *Eugenia aff. brejoensis*, *Eugenia ligustrina*, *Ficus gardneriana*, *Hyptis martiusii*, *Luetzelburgia auriculata*, *Physalis pubescens*, *Pisonia tomentosa*, *Poecilanthe falcata*, *Rhamnidium molle*, *Roupala montana*, *Senna micranthera*, *Simaba ferruginea* e *Solanum americanum*.

Constatou-se que as áreas de FS têm pouco similaridade entre si (exceto pelos pares já descritos DIS-DIC e TRL-TRO), e esta similaridade se dá pela ocorrência de espécies de distribuição ampla tanto em outras fitofisionomias do Brasil, como *Albizia polycephalla*, *Casearia sylvestris*, *Randia nitida*, *Senna macranthera*, *Handroanthus impetiginosus* e *Zanthoxylum rhoifolium*, como na região Nordeste, o caso de *Allophylus laevigatus*, *Capparis flexuosa* e *Ceiba glaziovii*.

Os dados revelam a complexidade das similaridades florísticas das áreas de FS agrupadas, que contêm espécies e gêneros de áreas úmidas e secas. Parte destas áreas são Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas, que contêm em seu conjunto florístico espécies de Florestas Ombrófilas e Florestas Semidecíduas (Ferraz *et al.* 2004). No entanto, atualmente, cada área tem flora distinta, com diferenças determinadas por fatores como precipitação e altitude tanto da localidade como da região, a condição de exposição da montanha aos ventos úmidos, o tipo e profundidade

do solo e a distância da costa (Lopes *et al.* 2008; Rodal & Nascimento 2006; Ferraz *et al.* 2004, Tavares *et al.* 2000; Lyra 1982). Além destes fatores, o número de meses secos, com precipitação inferior a 100 mm também tem importância na flora presente em áreas secas e úmidas, como sugerido por Rodal *et al.* (2008a)

A singularidade da flora na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre foi bem ilustrada pela composição de espécies típicas do domínio Atlântico, Florestas Ombrófilas e Semidecíduas como também da Caatinga. No entanto, constatou-se a ausência de famílias típicas de florestas úmidas tropicais como Lauraceae, Myristicaceae, Lecythidaceae, Annonaceae, Elaeocarpaceae e Violaceae, tal qual encontrado por Moura & Sampaio (2001) em Floresta Estacional Semidecidual Montana de Pernambuco.

A consideração do conjunto dos dados florísticos no Pico do Jabre, evidenciou o caráter intermediário da flora local com ligações florísticas mais fortes com as Florestas Secas (FS), e mais fracas com as Florestas Úmidas (Ombrófilas Montanas ou Florestas Estacionais Semidecíduas de Terras Baixas). A isoieta de 1.000 mm e o número de meses secos foram condições ecológicas que explicaram e corroboraram Andrade-Lima (1981) e Rodal *et al.* (2008a) para as diferenças nos padrões florísticos encontrados.

6.3.2.3 - Classificação florístico-estrutural por TWINSPLAN (13 áreas)

A análise de TWINSPLAN com base nos dados florístico-estruturais, apresentou a mesma tendência observada na análise de agrupamento por UPGMA, ou seja, com as áreas de Florestas Secas (FS) separando-se das úmidas (FU) (Figura 6.4). *Ceiba glaziovii* e *Capparis flexuosa* foram as espécies indicadoras do grupo FS e *Myracrodruon urundeuva* classificada como preferencial deste grupo. As três espécies são típicas de Florestas Decíduas e de áreas de Caatinga, e dentre elas apenas *C. flexuosa* teve importância florístico-estrutural no Pico do Jabre (10^a posição em IVI). Do mesmo modo que na análise florística, as espécies de áreas secas é que têm maior peso na divisão estrutural das áreas. Na análise florístico-estrutural também se observa o caráter plástico de *Albizia polycephalla*, classificada como não preferencial entre áreas úmidas e secas.

A subdivisão das áreas de FS separa as áreas de Transição (T) das Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas (ESM) e aí se percebe a influência das espécies típicas das áreas secas: *Myracrodruon urundeuva* e *Coutarea hexandra* são preferenciais e *Handroanthus impetiginosus* é a indicadora do subgrupo das áreas de Transição, que estão mais sujeitas a seca. Por outro lado, as espécies preferenciais das Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas (MAT, FLO, TRL, TRO), *Myrcia fallax* e *Maytenus obtusifolia* não tiveram ocorrência no Pico do Jabre, embora ocorram outras espécies dos mesmos gêneros. Rodal *et al.* (2008a) classificou o gênero *Myrcia* como indicador de florestas úmidas e/ou florestas montanas interioranas e *Maytenus* como indicador de florestas úmidas no Nordeste.

Dentre as espécies classificadas como indicadoras e preferenciais das FU, apenas *Cupania revoluta* foi registrada no Pico do Jabre, sem importância estrutural, uma vez que foi registrada fora da área das parcelas.

Todas as espécies preferenciais da áreas de FS (áreas de Transição e de Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas) tiveram constância intermediária, embora não tenham importância fitossociológica no Pico do Jabre, exceto *Capparis flexuosa*.

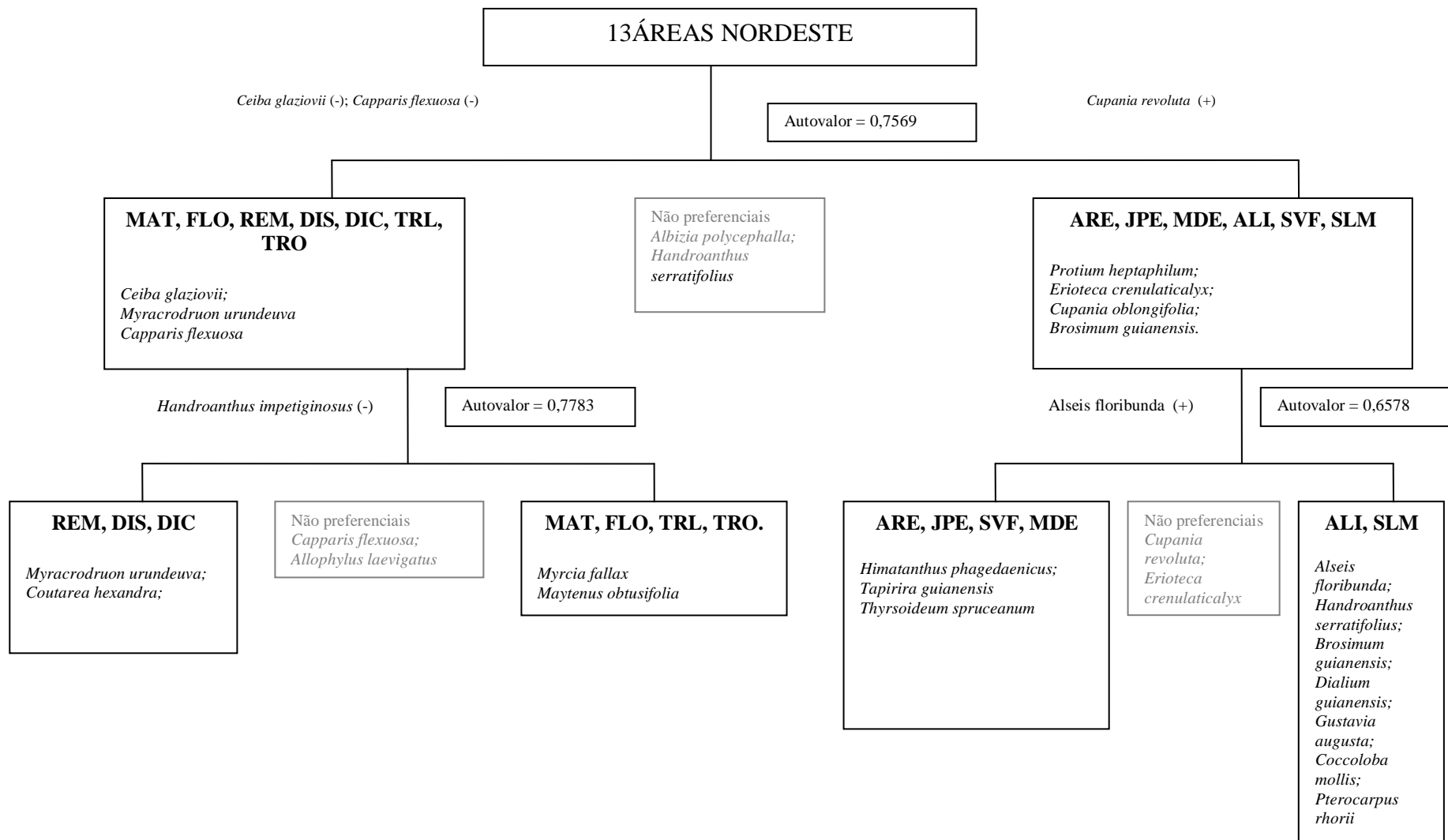


Figura 6.4: Classificação por TWINSpan de 13 áreas de florestas ocorrentes nos estados de Pernambuco e Paraíba.

6.3.3 Relação de constância e abundância das espécies presentes nas 13 áreas

Das 278 espécies analisadas nas 13 áreas, nenhuma foi amplamente constante, enquanto 244 (87,82%) tiveram distribuição restrita e 33 (11,9%) apresentaram constância intermediária. A maioria das espécies, 194 (69,8%) foi amostrada em apenas uma área, o que indica sua distribuição restrita. A baixa proporção de espécies amplamente distribuídas ilustra a heterogeneidade florística envolvida nas análises. A baixa constância implica em distribuição em mosaico para a maioria das espécies e resulta na grande heterogeneidade florística entre as áreas.

A predominância de espécies com baixa constância e de distribuição restrita e poucas espécies com RC intermediária e MA - média de abundância elevada (Tabela 6.3), indica ausência de relação entre constância e abundância, o que reforça a grande heterogeneidade florística encontrada na análise.

Tabela 6.3: Lista de espécies de distribuição intermediária e espécies mais abundantes nas 13 áreas de florestas ocorrentes nos estados de Pernambuco e Paraíba. (RC = constância relativa; MA = média de abundância).

Espécies de constância intermediária nas 13 áreas		Espécies de maior média de abundância nas 13 áreas	
Espécies	RC (%)	Espécies	MA (%)
<i>Capparis flexuosa</i> (*)	53,85	<i>Allophylus laevigatus</i>	4,81
<i>Albizia polycephalla</i>	46,15	<i>Myrcia fallax</i>	4,25
<i>Cupania revoluta</i> (⊠)	46,15	<i>Thiloa glaucocarpa</i>	3,58
<i>Brosimum guianensis</i> (⊠) e (Δ)	38,46	<i>Byrsonima nitidifolia</i>	3,49
<i>Ceiba glaziovii</i> *	38,46	<i>Guapira nitida</i>	2,73
<i>Coutarea hexandra</i> (#)	38,46	<i>Erytroxylum paufferense</i>	2,32
<i>Randia nitida</i>	38,46	<i>Croton sonderianus</i>	2,26
<i>Allophylus laevigatus</i>	30,77	<i>Guapira opposita</i>	2,16
<i>Alseis floribunda</i> (Δ)	30,77	<i>Maytenus obtusifolia</i>	2,13
<i>Casearia sylvestris</i>	30,77	<i>Piptadenia stipulacea</i>	1,60
<i>Cupania oblongifolia</i> (⊠)	30,77	<i>Caesalpinia pyramidalis</i>	1,51
<i>Erioteca crenulaticalyx</i> (⊠)	30,77	<i>Thyrsodium sprudeanum</i>	1,45
<i>Guapira opposita</i>	30,77	<i>Protium giganteum</i>	1,41
<i>Myracrodruon urundeuva</i> (*) e (#)	30,77	<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	1,24
<i>Ocotea duckei</i>	30,77	<i>Tapirira guianensis</i>	1,14
<i>Protium heptaphyllum</i> (⊠)	30,77	<i>Diploptropis purpurea</i>	1,13
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	30,77	<i>Pogonophora schomburgkiana</i>	1,05
<i>Handroanthus serratifolius</i>	30,77	<i>Eugenia tapacumensis</i>	1,01
<i>Bowdichia virgilioides</i>	23,08	<i>Picrasma crenata</i>	1,00
<i>Cordia alliodora</i>	23,08	<i>Albizia polycephalla</i>	1,00
<i>Dialium guianensis</i> (Δ)	23,08	<i>Ocotea duckei</i>	1,00
<i>Erytroxylum paufferense</i>	23,08	<i>Brosimum guianensis</i>	0,99

Tabela 6.3 - continua

Espécies	RC (%)	Espécies	MA (%)
<i>Eschweilera ovata</i>	23,08	<i>Capparis flexuosa</i>	0,98
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (θ)	23,08	<i>Chamaecrista ensiformis</i>	0,98
<i>Hymenaea courbaril</i>	23,08	<i>Capparis jacobinae</i>	0,95
<i>Manihot glaziovii</i>	23,08	<i>Eugenia ligustrina</i>	0,95
<i>Maytenus obtusifolia</i> (+)	23,08	<i>Myrcia sylvatica</i>	0,93
<i>Myrcia fallax</i> (+)	23,08	<i>Erioteca crenulaticalyx</i>	0,93
<i>Pterocarpus rhorii</i> (Δ)	23,08	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	0,93
<i>Schefflera morototoni</i>	23,08	<i>Aspidosperma parviflorum</i>	0,92
<i>Talisia esculenta</i>	23,08	<i>Tovomita mangle</i>	0,86
<i>Tapirira guianensis</i> (θ)	23,08	<i>Randia nitida</i>	0,85
<i>Thyrsodium sprudeanum</i> (θ)	23,08	<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,81

(*) Consideradas preferenciais de áreas de FESM + Transição na análise de TWINSPAN.

(#) Consideradas preferenciais de áreas de Transição na análise de TWINSPAN

(+) Consideradas preferenciais de áreas de FESM na análise de TWINSPAN.

(⊠) Consideradas preferenciais de áreas de FOSM, MA, FESTB na análise de TWINSPAN

(θ) Consideradas preferenciais de áreas de FOSM e MA na análise de TWINSPAN.

(Δ) Consideradas preferenciais de áreas de FESTB na análise de TWINSPAN

6.3.4 - Análise das distâncias geográficas e similaridade florístico-estrutural

O resultado do teste de Mantel foi significativo ($p < 0,05$), indicando que a distância geográfica pode influenciar diretamente e de forma significativa nas dissimilaridades florístico-estruturais entre as localidades. Isto significa que quanto menor a distância geográfica entre as áreas, maior sua similaridade florístico-estrutural.

As relações florísticas anotadas para MDE (Floresta Estacional Semidecidual Montana) agrupada com as florestas úmidas, tal qual para TRL e TRO agrupadas com as áreas secas foram interpretadas como resultado da distância geográfica entre as fitofisionomias. Esta associação direta entre distância geográfica e dissimilaridade florístico-estrutural está de acordo com a distribuição restrita das espécies e a existência de gradientes ambientais (Scudeller *et al.* 2001). Nascimento & Rodal (2008) já sugeriam o efeito da distância geográfica na semelhança estrutural entre áreas de florestas no Nordeste, com base em análise de agrupamento. No entanto, Lima *et al.* (2009) encontrou padrão diferente quanto ao efeito da distância geográfica na similaridade entre Floresta Montana Decídua no Ceará e outras de formações de fisionomia florestal e não-florestal nos estados do PI, BA, RN e PE, todas em áreas sedimentares. Os autores consideraram que a baixa similaridade entre as áreas e as fisionomias diferentes podem explicar o teste não significativo, mesmo com a proximidade geográfica entre as mesmas.

A Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre (MAT) tem baixa semelhança florística e estrutural com as outras áreas estudadas, mas ficou agrupada com as áreas geográficas mais próximas: FLO, TRL e TRO. Nenhuma espécie teve ocorrência em todas as quatro áreas, enquanto *Randia nitida*, *Capparis flexuosa*, *Albizia polycephalla*, *Myrcia fallax* e *Maytenus obtusifolia* estiveram presentes em três áreas, as duas últimas sem registro no Pico do Jabre. Houve 29 espécies (23,6%) com ocorrência restrita ao Pico do Jabre, quando comparadas MAT, FLO, TRL e TRO. Isto evidencia, mais uma vez, a grande diferença florística entre as Florestas Estacionais Semidecíduais Montana comparadas neste estudo.

O padrão predominante de distribuição restrita e alta variação na abundância entre populações da mesma espécie revela as condições ambientais distintas entre localidades. Este padrão ocorre em função da grande variação ambiental incluída na análise, muitas destas restritivas à colonização por parte da maioria das espécies envolvidas, de nichos estreitos, juntamente com poucas espécies generalistas de nichos amplos.

A heterogeneidade de habitats leva a distribuição das espécies em mosaico, com substituição gradual entre as áreas mais distantes, padrão que deve ser considerado na delimitação de áreas de proteção e suas representatividades (Toumisto *et al.* 2003).

6.3.5 - Análise de espécies indicadoras

A análise de espécies indicadoras apontou apenas 10 espécies (4,1%), do total de 244 testadas, com preferência significativa por alguma das fitofisionomias. Três (1,3%) destas são indicadoras de Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas (ESTB), cinco (2,05%) são indicadoras de Florestas Ombrófilas Submontanas (OSM) e duas (0,82) são indicadoras das áreas de Transição (Tabela 6.4). As Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas (ESM) não apresentaram espécie indicadora, por incluírem grandes diferenças florísticas e estruturais entre si (similaridade média de 27% pelo índice de Sørensen). É provável que variações nas condições ecológicas influenciaram na distribuição diferencial das espécies, provavelmente por ação de mecanismos ecológicos de exclusão competitiva (Stevens & Carson 2002) ou que a flora de cada área seja mais influenciada pela sua vizinhança.

Tabela 6.4: Espécies indicadoras para Florestas Estacional Semidecidual de Terras Baixas (ESTB), Floresta Ombrófila Submontana (OSM) e áreas de Transição nos estados de Pernambuco e Paraíba. (VIO = Valor Indicador Observado; *s* = desvio padrão; P = nível de significância do teste de Monte Carlo). * P<0,05; ** P<0,01; *** P<0,001.

Fitofisionomia	VIO	<i>s</i>	P
ESTB			
<i>Pterocarpus rhorii</i>	94,3	18,28	*
<i>Gustavia augusta</i>	100,00	18,40	*
<i>Coccoloba mollis</i>	100,00	17,48	*
OSM			
<i>Guapira opposita</i>	93,5	21,0	*
<i>Diploptropis purpurea</i>	100,00	17,70	*
<i>Thyrsodeum spruceanum</i>	100,00	17,44	*
<i>Tapirira guianensis</i>	100,00	17,49	*
<i>Himatanthus phagedaenus</i>	100,00	16,09	*
TRANSIÇÃO			
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	95,0	19,55	**
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	86,2	18,81	*

Dentre as espécies classificadas como indicadoras, *Guapira opposita*, indicadora de Florestas Ombrófila Submontana foi registrada fora das parcelas no Pico do Jabre e *Myracrodruon urundeuva* e *Handroanthus impetiginosus*, indicadoras de áreas de Transição, tiveram valores de IVI baixos – 36° e 46° , respectivamente. As outras espécies não tiveram registro na área deste estudo, nem mesmo o gênero.

6.4. CONCLUSÕES

A floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre tem baixa semelhança florística e estrutural com áreas de Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas e de Terras Baixas, com Florestas Ombrófilas Submontanas, Mata Atlântica e áreas de Transição nos estados de Paraíba e Pernambuco. A área de maior similaridade florística com a área estudada é a de Floresta (FLO), em Pernambuco, com 39% de similaridade.

A isoietia de 1.000 mm e o número de meses secos são condições ecológicas que explicaram e corroboraram Andrade-Lima (1981) e Rodal *et al.* (2008 a) para as diferenças nos padrões florísticos encontrados.

A distância geográfica entre as áreas influenciou diretamente e de forma significativa nas dissimilaridades florísticas entre as localidades. Isto significa que quanto menor a distância geográfica entre as áreas, maior sua similaridade. A área do Pico do Jabre ficou agrupada por suas características florístico-estruturais, com as áreas FLO (Floresta-PE), TRL (Triunfo, Lagoa Nova-PE) e TRO (Triunfo, Olho D'água-PE) por serem mais próximas geograficamente.

Do total de 244 espécies testadas apenas 10 foram indicadoras para qualquer das fitofisionomias estudadas. Três para Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas, cinco para Florestas Ombrófilas Submontanas e duas para áreas de Transição. As Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas não apresentaram qualquer espécie indicadora.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGRA, M. F and NEE, M. 1997. A new species of *Solanum* subgenus *Leptostemomum* (Solanaceae) from northeastern Brazil. **Brittonia** **49**(3): 350-353.
- AGRA, M. F., BARBOSA, M.R. de V & STEVENS, W.D. 2004. Levantamento Florístico Preliminar do pico do Jabre, Paraíba, Brasil. Pp123-137, *in*: Porto, K.C., Cabral, J.P e Tabarelli, M (Eds). **Brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Ministério do meio Ambiente. Brasília.
- ANDRADE-LIMA, D. 1981. The caatinga dominium. **Revista brasileira de Botânica** **4**:149-153.
- ANDRADE-LIMA, D. de. 1966. **Vegetação. Atlas Nacional do Brasil**. Rio de Janeiro: Conselho Nacional de Geografia – IBGE.
- ANDRADE-LIMA, D. 1964. Esboço fitoecológico de alguns “brejos” de Pernambuco. Instituto Agrônômico. Nova Série. **Public. Boletim Técnico** **8**: 3-10.
- ANDRADE-LIMA, D. 1961. Tipos de florestas de Pernambuco. In: Anais da Associação dos geógrafos Brasileiros (D. Andrade Lima, ed.). **Associação dos Geógrafos Brasileiros** **12**: 69-85.
- ANDRADE-LIMA, D. 1957. **Estudos fitogeográficos de Pernambuco**. IPA, Recife.
- ANDRADE-LIMA, D. de. 1953. Notas sobre a dispersão de algumas espécies vegetais do Brasil. **A. Soc. Bol. Pernambuco** **11**(1): 25-49.
- ANDRADE, L.A.; OLIVEIRA, F.X.; NASCIMENTO, I.S.; FABRICANTE, J.R.; SAMPAIO, E.V.S.B & BARBOSA, M.R.V. 2006. Análise florística e estrutural de matas ciliares ocorrentes em brejo de altitude no município de Areia, Paraíba. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias** **1**: 31-40.
- ANDRADE, K.V.S.A.; RODAL, M.J.N.; LUCENA, M.F.A & GOMES, A.P.S. 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco – Brasil. **Hoehnea** **31**: 337-348.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP II. 2003. An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society** **141**(4):399-436.
- BARBOSA, M.R.V. 1996. Estudo florístico e fitossociológico da Mata do Buraquinho, remanescente de mata atlântica em João Pessoa, PB. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- CABRAL, S. C. M. 1999. Flora fanerogâmica do Pico do Jabre, Paraíba, Brasil: Bignoneaceae Juss. 1999. Monografia em biologia. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa.

- CARDOSO, D.B.O.S. & QYEIROZ, L.P. de. 2008. Floristic composition of seasonally tropical forest fragments in central Bahia, Northeastern Brazil. **Journal of the Botanical Research Institute of Texas** 2(1): 551-573.
- CORREIA, M.S. 1996. Estrutura da vegetação da mata serrana de um brejo de altitude de Pesqueira-PE. MSc. Thesis, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brazil.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs** 67: 345-366.
- FERRAZ, E.M. & Rodal, M.J.N. 2006. Caracterização fisionômica – estrutural de um remanescente de floresta ombrófila montana de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 20(4): 911-926.
- FERRAZ, E.M.N.; ARAÚJO, E.DE L. & SILVA, S.I. da. 2004. Floristic similarities between lowland and montane areas of Atlantic Coastal Forest in Northeastern Brazil. **Plant Ecology** 174: 59-70.
- FERRAZ, E.M.N.; RODAL, .J.N. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2003. Physiognomy and structure of vegetation along an altitudinal gradient in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Phytocoenologia** 33(1): 71-92.
- FERRAZ, E.M.N.; RODAL, M.J.N.; SAMPAIO, E.V.S.B. & PERREIRA, R. de C. A. 1998. Composição florística em trechos de vegetação de caatinga e brejo de altitude na região do Vale do Pajeú, Pernambuco. **Revista Brasileira de Botânica** 21(1): 7-15.
- FERRAZ, E.M.N. 1994. Variação florístico-vegetacional na região do vale do Pajeú, Pernambuco. Dissertação de Mestrado em botânica, UFRPE, Recife, 197p.
- HILL, M.O. 1979. **TWINSPAN - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes**. Cornell University. Ithaca, New York.
- KENT, M & COKER, P. 1992. **Vegetation description and analysis - a practical approach**. London. John Wiley & Sons. Desertification in the tropics. Columbia University Press, New York.
- LIMA, J.R.; SAMPAIO, E.V.S.; RODAL, M.J.N. % ARAÚJO, F.S. 2009. Composição florística da floresta estacional decídua montana de Serra das Almas, CE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 23(3): 756-763.
- LOIOLA, M.I.B.; AGRA, M.F.; BARACH, G.S. & QUEIRPZ, R.T. 2007. Flora da Paraíba Erythroxylaceae Kunt. **Acta Botanica Brasilica** 21(2): 473-487.
- LOPES, C.G.R; FERRAZ, E.M.N. & ARAÚJO, E.de L. 2008. Physiognomic-structural characterization of dry and humid-forest fragments (Atlantic Coastal Forest) in Pernambuco state, NE Brazil. **Plant Ecology** 198: 1-18.

- LYRA, A.L.R.T. 1982. A condição de brejo: efeito do relevo na vegetação de duas áreas no município do Brejo de Madre de Deus (Pernambuco). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife.106p.
- MaCUNE, B. & MELFFORD, M.J. 1997. **Multivariate analysis of ecological data v. 3.04**. MjM Softwear, Gleneden Beach, OR.
- MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, W.A.C. 2004. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na fazenda Beira Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore** 28 (4): 499-516.
- MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. London: Chapman and Hall. 256p.
- MANTOVANI, W. 2003. A degradação dos biomas brasileiros. Pp. 367-439, In: W.C. Ribeiro (Ed.) **Patrimônio ambiental brasileiro**. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MAYO, S. & FEVEREIRO, V.P.B.1982. **Mata do Pau Ferro – A pilot study of the brejo Forest of Paraíba, Brazil**. Published by the Royal Botanic Gardens, Kew (Bentha Moxon Trust), Great Britain, 29p.
- MELO, J.I. M DE & RODAL, M.J.N. 2003. Levantamento florístico de um trecho de floresta serrana no planalto de Garanhuns, estado de Pernambuco. **Acta Scientiarum: Biological Sciences** 25(1): 173-178.
- MOONEY, H.A.; BULLOCK, S.H.; & MEDINA, E. 1995. Introduction. **Seasonally dry Tropical Forests** (Ed. By S.H. Bullock, H.A. Medina and E. Medina), pp. 1-8. Cambridge University Press, Cambridge.
- MOURA, F. DE B.P. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2001. Flora lenhosa de uma mata serrana semidecídua em Jataúba, Pernambuco. **Revista Nordestina de Biologia** 15(1): 77-89.
- MULLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974. 547p.
- MVSP. 2004. **Multivariate Statistical Package**, version 3.13m. Kovach Computing Service. Disponível em <http://www.kovcomp.com>.
- NASCIMENTO, L.M. do & RODAL, M.J.N. 2008. Fisionomia e estrutura de uma floresta estacional montana do maciço da Borborema, Pernambuco-Brasil. **Revista Brasileira de Biologia** 31(1): 27-39.
- OLIVEIRA, F.X. de; ANDRADE, L.A & FÉLIX, L.P. 2006. Comparações florísticas e estruturais entre comunidades de Floresta Ombrófila Aberta com diferentes idades no município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 20(4): 861-873.

- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; TAMEIRÃO-NETO, E; CARVALHO, W.A.C.; WERNECK, M.; BRINA, A.E.; VIDAL, C.V.; REZENDE, S.C. & PEREIRA, J.A.A.. 2005. Análise florística do compartimento arbóreo de áreas de Floresta Atlântica *sensu lato* na região das Bacias do Leste (Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro). **Rodriguésia** **56**(87): 185-235.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; JARENKOW, J.A & RODAL, M.J.N. 2006. Floristic Relationship of Seasonally Dry Forest of Eastern South America Based on Tree Species Distribution Patterns. Pp 159-192. In: R.T. Pennington, G.P. Lewis & J.A. Ratter (eds.). **Neotropical Savannas and Seasonally dry Forests: plant diversity, biogeography and conservation**. The Systematics Association Special volume Series 69. Boca Raton, CRC Press, Taylor and Francis Group.
- OLIVEIRA-FILHO A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica** **32**:793-810.
- PEREIRA, I.M.; ANDRADE, L.A.; BARBOSA, M.R.V. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2002. Composição florística e análise fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente florestal no agreste paraibano. **Acta Botanica Brasilica** **16** (3): 357-369.
- PEREIRA, M.S & ALVES, R.R.N. 2006. Composição florística de um remanescente de Mata Atlântica na área de proteção ambiental Barra do Mamanguape, Paraíba, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra** **6** (1): 357-366.
- PEREIRA, R.C.A.; LIMA, V.C.; SILVA, R.S. SILVA, S.Z. 1993. **Lista de espécies arbóreas e arbustivas ocorrentes nos principais “brejos” de altitude de Pernambuco**. Instituto de Pesquisas Agronômicas de Pernambuco. Série documentos, 22, Recife.
- PONTES, R.A.S. & AGRA, M.F. 2001. Flora do Pico do Jabre, Paraíba, Brasil: Acanthaceae. **Leandra** **16**: 51-60.
- ROCHA, E. A. & AGRA, M.F. 2002. Flora do Pico do Jabre, Paraíba, Brasil: Cactaceae Juss. **Acta Botanica Brasilica** **16** (1): 1-8.
- RODAL, M.J.N.; BARBOSA, M.R.V. & THOMAS, W.W. 2008a. Do the seasonal forests in Northeastern Brazil represent a single floristic unit? 2008. **Brazilian Journal of Biology** **68**(3): 467-475.
- RODAL, M.J.N.; MARTINS, F.R. & SAMPAIO, E.V.S.B. 2008. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga** **21**(3): 192-205.
- RODAL, M.J.N. & SALES, M.F. 2007. Composição da flora vascular em um remanescente de floresta Montana no semi-árido do nordeste do Brasil. **Hoehnea** **34**(4): 433-446.

- RODAL, M.J.N.; SALES, M.F.; SILVA, M.J e SILVA, A.G. 2005a. Flora de um brejo de altitude na escarpa oriental do planalto da Borborema, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **19**(4): 843-858.
- RODAL, M.J.N.; LUCENA, M.F.A.; ANDRADE, K.V.S.A. & MELO, A.L. de. 2005b. Mata do Toró: uma floresta estacional semidecidual de terras baixas no nordeste do Brasil. **Hoehnea** **32**(2): 283-294.
- RODAL, M.J.N. & NASCIMENTO, L.M. 2006. The arboreal component of dry forest in northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **66**(2A): 479-491.
- RODAL, M.J.N & NASCIMENTO, L.M. 2002. Levantamento florístico da floresta serrana de Reserva Biológica de Serra Negra, microrregião de Itaparica, Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **16**(4): 481-500.
- RODAL, M.J.N.; ANDRADE, K.V. de S.A; SALES, M.F. de & GOMES, A.P.S. 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. **Revista Brasileira de Biologia** **58**(3): 517-526.
- SALES, M.F.; RODAL, M.J.N.; MAYO, S.J.; ZICKEL, C.S. & MELO, M.R.C.S de. 1999. Composição florística e diversidade dos “Brejos” de Pernambuco. In: F.D. de Araújo, H.D.V. Prendergast & S.J. Mayo (Eds.) **Plantas do Nordeste**. Anais do I Workshop Geral, Pp. 42-52. Royal Botanic Gardens, Kew.
- SALES, M.F; MAYO S.J.; RODAL, M.J.N.. 1998. **Plantas vasculares das florestas serranas de Pernambuco**. – Um checklist da flora ameaçada dos brejos de altitude. Imprensa Universitária. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- SANTOS, A.M.M.; CAVALVANTI, D.R.; SILVA, J.M.C. DA & TABARELLI, M. 2007. Biogeographical relationships among forests in North-eastern Brazil. **Journal of Biogeography** **34**: 437-446.
- SANTOS, A.M.M. 2002. Distribuição de plantas lenhosas e relações históricas entre a floresta Amazônica, a floresta Atlântica costeira e os brejos de altitude no nordeste brasileiro. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- SCUDELLER, V.V.; MARTINS, F.R. & SHEPHERD, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology** **152**: 185-199.
- SILVA, A.F. & SHEPHERD, G.J. 1986. Comparação florística entre algumas matas brasileiras utilizando análise de agrupamento. **Revista Brasileira de Botânica** **9**: 81-86.
- SIQUEIRA, M.F. 1994. Análise florística o ordenação de espécies arbóreas ma Mata Atlântica através de dados binários. Tese (Doutorado), Universidade Estadual de Campinas, Campinas , Brazil.

- SIQUEIRA, D.R.; RODAL, M.J.N.; LINS-E-SILVA, A.C.B. & MELO, A.L. 2001. Physiognomy, structure and floristic in an area of Atlantic Forest in Northeastern Brazil. In: Gottsberger, G.; Liede, S. (Org) **Life forms and dynamics in tropical forests**. Berlin-Stuttgart: Gebr. Borntraeger Verlagsbuchhandlung, p.11-27 (Dissertationes Botanicae, Band 346).
- SNEATH, P.H.A. & SOKAL, R. 1973. **Numerical taxonomy**. W.H. Freeman, San Francisco.
- STEVENS, M.H.H. & CARSON, W.P. 2002. Resource quantity, not resource heterogeneity, maintains plant diversity. **Ecology Letters** 5: 420-426.
- TABARELLI, M. & SANTOS, A.M.M. 2004. Uma breve história natural dos Brejos Nordestinos. Pp 17-24, *in*: Porto, K.C., Cabral, J.P e Tabarelli, M (Eds). **Brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Ministério do meio Ambiente. Brasília.
- TAVARES, M.C.G.; RODAL, M.J.N.; MELO, A.L. & LUCENA, M.F.A. 2000. Fitosociologia do componente arbóreo de um trecho de floresta Ombrófila montana do Parque Ecológico João Vasconcelos Sobrinho, Caruaru, Pernambuco. **Naturalia** 25: 243-270.
- TORRES, R.B.; MARTINS, F.R.; KINOSHITA, L.S. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forest in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 20(1): 41-49.
- TUOMISTO, H; RUOKOLAINEN, K & YLI-HALLA, M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forest. **Science** 299: 241-244.
- VAN DER BERG, E & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2000. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG e comparação com outras áreas. **Revista Brasileira de Botânica** 23 (3): 231-253.
- VASCONCELOS-SOBRINHO, J. **As regiões naturais do Nordeste, o meio e a civilização**. Conselho de Desenvolvimento de Pernambuco, Recife. 1971.
- VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.R. & LIMA, JCA. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro, IBGE (Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais).
- XAVIER, K.R.F. 2009. Análise florística e fitossociológica em dois fragmentos de floresta serrana no município de Dona Inês, Paraíba. (Dissertação Mestrado) Pós-graduação em Agronomia, área de Ecologia Vegetal e Meio Ambiente. UFPB, Centro de Ciências Agrárias.

7 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Mata Atlântica (*sensu lato*) é encontrada no interior do Nordeste no topo das serras e planaltos em meio à caatinga. Esta vegetação ainda é pouco conhecida e forma conjuntos florísticos únicos. Estas ilhas florestais, mais ou menos úmidas, resultaram do relevo que cria barreiras às massas úmidas de ar nas vertentes a barlavento das serras e planaltos. A vegetação nestas áreas são classificadas como Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas com cerca de 22% do total destas áreas e Florestas Ombrófilas Montanas e Submontanas representando 20,5% do total. A cobertura original destas florestas vem sofrendo fortes pressões antrópicas ao longo dos séculos e estimativas atuais indicam que restam apenas 2.626,68 Km² dos 18.500 km² originalmente representados por Florestas Semidecíduais e Ombrófilas e, hoje, é a porção mais ameaçada da Floresta Atlântica brasileira (Tabarelli & Santos 2004).

A Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre é a que se apresenta com menor cobertura florestal: 5,52 Km², representando 0,58% do total da área remanescente, entre os estado Pernambuco e Paraíba (Tabarelli & Santos 2004). Está protegida lei como Unidade de Conservação estadual, embora não completamente implantada e mal manejada. O conhecimento científico destas áreas ainda é incipiente, e dos tipos florestais que ocorrem nas áreas montanhosas, as matas secas ou semidecíduas são as menos conhecidas.

A criação da Unidade de Conservação na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre foi de grande importância para a conservação da biodiversidade de uma fitofisionomia que apresenta singularidades florística e estrutural na região Nordeste. Faz-se necessário que medidas complementares para seu completo funcionamento sejam adotadas.

Grande parte das Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas no Nordeste necessita de recuperação da vegetação e o conhecimento tecnológico é necessário para que medidas para a sua recuperação e conservação possam ser tomadas.

As características da composição florística e fitossociológica da vegetação da Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre foram discutidas no capítulo 2 e mostraram que a área apresenta espécies, que ocorrem em Florestas Ombrófilas Úmidas, em Florestas Estacionais Montanas e de Terras Baixas e na vegetação caducifolia espinhosa da Caatinga, revelando seu caráter misto. A distribuição de diâmetro da comunidade mostrou equilíbrio, embora algumas populações tenham mostrado problemas que poderão ser refletidos futuramente na estrutura da comunidade.

A classificação florística estrutural da vegetação (Capítulo 3) revelou a existência de comunidades diferentes, identificadas pelas diferenças quanto ao estado de preservação: comunidade preservada (PP) e comunidade alterada e com rochosidade (PAR), provavelmente associadas à altitude.

O capítulo 4 abordou os solos e suas características químicas e físicas que resultaram, em geral, no caráter eutrófico. A ordenação das variáveis do solo e do relevo indicou forte gradiente que posicionou as comunidade PP e PAR em seus extremos com PAR associada a solos mais férteis menos úmidos e menos ácidos.

No capítulo 5 foi abordada a análise da composição florística e a estrutura fitossociológica da regeneração natural, que mostrou menor riqueza que o estrato arbóreo, e apontou espécies que poderão compor a vegetação futura. Os dados encontrados demonstram que a regeneração natural foi predominantemente constituída por espécies dominantes no estrato arbóreo, à exceção de *Calisthene microphylla*, *Erythroxylum mucronatum*, *Allophylus laevigatus* e *Zanthoxylum rhoifolium* que não foram amostrados no estrato da regeneração.

A comparação florístico-estrutural da Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre com outras fitofisionomias nos estados de Pernambuco e Paraíba mostrou os baixos níveis de similaridade entre estas (capítulo 6). Constatou-se a formação de dois grupos, aquele composto por Florestas Úmidas e outro pelas Matas Secas, com diferenças entre e dentro destes grupos. A distância geográfica entre as áreas teve efeito significativo na similaridade entre estas.

Em síntese, este trabalho revelou vários aspectos sobre e a área estudada, os principais deles foram:

1. A Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre apresenta fisionomia e flora heterogênea ao longo do gradiente de altitude que condicionou gradientes de fertilidade e umidade dos solos e resultou em níveis distintos de intervenção antrópica. O padrão de distribuição das espécies arbóreas foi explicado em grande parte pela heterogeneidade do ambiente, intimamente relacionado a este gradiente. A ordenação das espécies formou um continuum ao longo do gradiente, cada qual com seu pico de abundância nos extremos do gradiente. Algumas espécies não mostraram preferência por habitat, com comportamento generalista. O mosaico ambiental resultou em comunidades arbóreas diferentes, mesmo em locais próximos, com composição florística diferente.
2. Espécies classificadas como preferenciais por solos mais ácidos e com menor disponibilidade de bases trocáveis, ou seja, menos férteis e com solos com maior teor de umidade, são encontradas nas cotas de altitude mais elevadas, nos sítios mais preservados. Por outro lado, aquelas relacionadas a solos com status de fertilidade mais rico, com menor acidez e conteúdo de umidade menor, estão nas cotas de menor altitude, sujeitas a níveis de alteração antrópica maiores.
3. As perturbações a que estão sujeitas estas florestas têm influenciado a flora e estrutura destas comunidades, tanto na vegetação adulta como na regeneração natural. Estudos futuros sobre tipo e nível de perturbação podem apontar como e em que direção estes distúrbios afetam a sucessão das comunidades e como eles interferem na dissimilaridade entre elas.
4. De todas as fitofisionomias analisadas e comparadas na Paraíba e Pernambuco nenhuma espécie exibiu alta densidade em mais de um local. A alta diversidade beta encontrada entre as diferentes comunidades de Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas e o número reduzido de espécies amplamente distribuídas, são aspectos importantes para serem considerados para a criação de novas unidades de conservação em áreas de Florestas Montanas Semidecíduas.

5. Os resultados gerados neste estudo podem embasar programas futuros de recuperação de áreas degradadas na área, pela observação das interações ambientais, que determinaram a flora e estrutura da vegetação. Ou seja, as demandas ecológicas das espécies em relação às características químicas, acidez e conteúdo de água do solo. Espécies como *Myrcia tomentosa*, *Calisthene microphylla*, *Andira* sp., *Bowdichia virgilioides*, *Erythroxylum numularia*, *Erythroxylum mucronatum*, *Byrsonima* sp., *Byrsonima nitidifolia*, *Eugenia ligustrina*, *Roupala montana* e Batinga branca (Myrtaceae) são indicadas para plantios em sítios associados a solos mais ácido, com status nutricional menos férteis e sujeitas a maior disponibilidade de água no solo. Enquanto *Myracrodruon urundeuva*, *Sapium* sp., *Trema micrantha*, *Poecilanthe falcata*, *Jatropha molissima*, *Syagrus oleracea*, *Chloroleucon dumosum*, *Peltophorum dubium* e *Randia nitida* são indicadas para locais associados a solos com status nutricional de maior fertilidade, menor acidez e com condições de umidade mais restritivas.
6. Espécies que não apresentaram preferência por sítios, generalistas de habitat, podem ser indicadas para iniciar programas de recuperação das áreas degradadas na comunidade estudada. Dentre estas espécies, *Maytenus disticophylla*, *Allophylus laevigatus*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Prockia crucis*, *Capparis flexuosa*, *Ficus gardneriana* e *Myrcia sylvatica* são indicadas por sua importância estrutural na comunidade.
7. Analisando conjuntamente os estratos arbóreo e regenerante, observou-se que *Byrsonima nitidifolia*, *Prockia crucis* e *Myrcia sylvatica* presentes em todas as classes de tamanho da regeneração natural e no estrato adulto, por suas abundâncias e características de distribuição ampla, podem ser consideradas prioritárias em planos de restauração ou enriquecimento de áreas degradadas da Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre.

ANEXO

Anexo A: Lista das 493 espécies presentes em 17 áreas com ocorrência de Florestas Estacionais Semidecíduais Montanas, Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas, Florestas Ombrófilas Submontanas e área de Transição em Pernambuco e Paraíba.

Espécie	MAT	ARE	JPE	MDE	SVF	ALI	SLM	FLO	GAR	JAT	BON	REM	MAM	DIS	DIC	TRL	TRO
<i>Abarema cochliocarpus</i> (Gomez) Baneby & Grimes			X														
<i>Acacia glomerata</i> Benth	X																
<i>Acacia glomerosa</i> Benth												X					X
<i>Acacia langsdorfii</i> Benth.		X															
<i>Acacia paniculata</i> Willd.							X			X							X
<i>Acacia piauiensis</i> Benth														X	X		
<i>Acacia polyphylla</i> DC.									X								
<i>Acacia riparia</i> Kunth								X									
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schlecht	X																
<i>Acrocomia intumescens</i> Drude		X															
<i>Actinostemom verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.							X										
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.						X	X										
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip. Ex Record	X	X		X			X	X		X				X	X	X	X
<i>Albizi saman</i> (Jacq.) F. Muell							X										
<i>Allophylus edulis</i> (A. St-Hill.) Radlk.			X				X									X	
<i>Allophylus laevigatus</i> (Turcz) Radlk	X	X						X		X		X	X				
<i>Allophylus quercifolius</i> Radlk.								X									X
<i>Allophylus semidentatus</i> (Miq.) Radlk											X						
<i>Aloysia virgata</i> (Juss.) Ruiz & Pav.										X							
<i>Alseis floribunda</i> Schott						X	X							X	X		
<i>Alseis pickelii</i> Pilger & Schmale							X							X	X		
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.				X	X												
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Smith	X											X				X	X
<i>Amphirox surinamensis</i> Eichl.							X										
<i>Amaioua corymbosa</i> H.B.K.			X										X				
<i>Anacardium occidentale</i> L.																	
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan						X				X				X	X		

<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	X																		
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.		X						X											
<i>Andira nitida</i> Mart. Ex Benth.						X						X							
<i>Aniba firmula</i> (Nees & C. Mart.) Mez						X													
<i>Annona monontana</i> Macfad																			X
<i>Annona salzmannii</i> A. DC.		X										X							
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.																			X
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vog.) Macbr.		X																	X
<i>Aspidosperma discolor</i> A.D.C						X													
<i>Aspidosperma illustre</i> (Vell.) Kuhlmann & Piraja								X	X	X									
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A. DC.												X							X
<i>Aspidosperma parviflorum</i> A. DC.					X	X			X			X							
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.	X									X			X				X	X	
<i>Aspidosperma riedelii</i> Mull. Arg.																		X	X
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. Ex Mull. Arg.			X		X	X													
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng	X																		
<i>Attalea oleifera</i> Barb. Rodr.	X																		
<i>Bakeridesia pickerii</i> Monteiro	X																		
<i>Balizia pedicellaris</i> (DC.) Barneby & Grimes													X						
<i>Banana brasiliensis</i> (Schott) Benth.				X	X			X											
<i>Banisteriopsis platypoda</i> (Griseb.) Cuatrec.										X									
<i>Barnebia harleyi</i> W.R. Anderson & B. Gates										X									
<i>Basiloxylon brasiliensis</i> (Allemão) K. Schum.								X											
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.													X						X
<i>Bauhinia forficata</i> Link										X									X
<i>Bauhinia membranacea</i> Benth.										X									
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	X		X							X				X		X			
<i>Brosimum guianensis</i> (Aubl.) Huber		X	X	X	X	X	X												
<i>Brunchosia perpernambucana</i> W.R. Anderson - Typus										X									
<i>Brunfelsia uniflora</i> (Pohl) D. Don				X		X						X							
<i>Buchenavia capitata</i> (Vahl) Eichler		X	X							X		X		X					
<i>Byrsonima crispera</i> A. Juss.				X	X														
<i>Byrsonima gardneriana</i> Juss.												X					X	X	

<i>Byrsonima nitidifolia</i> A. Juss.	X			X																
<i>Byrsonima sericea</i> DC.		X	X				X		X		X		X							
<i>Byrsonima stipulaceae</i> A. Juss.					X															
<i>Byrsonima cf. pedunculata</i> A. Juss.				X																
<i>Caesalpinia echinata</i> Lam.							X													
<i>Caesalpinia ferrea</i> Mart. Ex Tul.		X			X			X	X	X		X						X		
<i>Caesalpinia peltophoroides</i> Benth.		X																		
<i>Caesalpinia pyramidalis</i> Tul.								X				X							X	
<i>Calisthene miccophylla</i> Warm.	X																			
<i>Calliandra portoricensis</i> Benth.							X													
<i>Calyptanthes dardanoi</i> Mattos								X				X								
<i>Calyptanthes multiflora</i> Poepp. Ex O. Berg.									X											
<i>Calyptanthes polyantha</i> O. Berg.								X												
<i>Campomanesia dichotoma</i> (O. Berg.) Matos				X					X											
<i>Campomanesia eugenioides</i> (DC.) Landrum	X						X												X	X
<i>Campomanesia synchrona</i> O. Berg.			X																	
<i>Campomanesia viatoris</i> Landrum	X																			
<i>Capparis flexuosa</i> L.	X	X			X			X		X		X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Capparis frondosa</i> Jacq.					X															
<i>Capparis hastata</i> L.							X													
<i>Capparis jacobinae</i> Moric. Ex Eichler.								X				X						X		
<i>Capparis nectaria</i> Vell.					X		X													
<i>Capparis yco</i> Mart & Eichler									X											
<i>Capsicum parvifolium</i> Sendth			X																	
<i>Casearia aculeata</i> Jacq.	X																			
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.				X																
<i>Casearia hirsuta</i> Sw.			X					X												
<i>Casearia javitensis</i> Kunth												X								
<i>Casearia mariquitensis</i> Kunth											X									X
<i>Casearia parrifolia</i> Willd.																		X		
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	X	X		X	X		X		X	X	X	X							X	X
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) ex. DC.	X										X							X		
<i>Cassia leichiosperma</i> Benth.											X									

<i>Cecropia concolor</i> Willd.				X									
<i>Cecropia pachystachya</i> Trec.				X									
<i>Cecropia palmata</i> Willd.		X											
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.		X						X					
<i>Cedrela odorata</i> L.	X			X									X
<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum.	X	X				X	X	X		X		X	X
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.						X							X
<i>Cereus jamacaru</i> DC	X					X			X			X	X
<i>Cestrum laevigatum</i> Schltld.		X				X			X				
<i>Chamaecrista apoucoita</i> (Aubl.) H.S. Irwin & Barneby											X	X	
<i>Chamaecrista ensiformis</i> (Vell.) H.S. Irwin & Barneby						X							
<i>Chamaecrista bahiae</i> (Irwin) Irwin & Barneby			X										
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C. Sm.				X									
<i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G. P. Lewis	X												
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P. Lewis		X				X	X					X	
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltld									X				
<i>Christiana africana</i> DC.						X							
<i>Chrysophyllum gardneri</i> Mart. & Miq.											X		
<i>Chrysophyllum rufum</i> Mart.											X		X
<i>Cinnamomum chana</i> Vattimo				X									
<i>Clarisia racemosa</i> Riuz & Pav.				X									
<i>Clusia nemorosa</i> G. Mey.								X	X		X	X	
<i>Clusia paralicola</i> G. Mariz						X							
<i>Cnidocolus oligandrus</i> (Mull. Arg.) Pax						X							
<i>Coccoloba alnifolia</i> Casar											X		
<i>Coccoloba confusa</i> Haw.						X							
<i>Coccoloba cordifolia</i> Meisn.			X										
<i>Coccoloba laevis</i> Casar											X		
<i>Coccoloba latifolia</i> Lam												X	
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.				X		X							
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins				X		X							
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillet.	X									X			X
<i>Copaifera langsdorfii</i> Desf.				X		X							X

<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne				X				X											
<i>Cordia alliodora</i> (Ruz & Pav.) Cham.		X												X	X				
<i>Cordia globosa</i> (Jacq.) H.B.K.	X																		
<i>Cordia rufescens</i> DC														X					
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.				X		X	X			X									
<i>Cordia superba</i> Cham.					X														
<i>Cordia taguahyensis</i> Vell.						X													
<i>Cordia tricothoma</i> (Vell.) Arrab ex Steud.	X					X	X	X	X	X			X				X	X	
<i>Coutarea alba</i> Griseb.								X											
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.		X						X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	
<i>Croton argyrophylloides</i> Muell. Arg.																	X	X	
<i>Croton floribundus</i> Spreng										X	X								
<i>Croton nepetaefolius</i> Baill.													X		X				
<i>Croton moritibensis</i> Baill.													X						
<i>Croton sonderianus</i> Mull. Arg.													X		X				
<i>Croton urticifolius</i> Lam	X									X									
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.				X	X	X	X												
<i>Cupania paniculata</i> Cambess													X						
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.								X					X						
<i>Cupania revoluta</i> Radlk.	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X				X		
<i>Dalbergia cearensis</i> Ducke														X					
<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.						X													
<i>Dialium guianensis</i> (Aubl.) Sandwith						X	X	X											
<i>Didymopanax morototoni</i> Decne			X																
<i>Diospyros guianensis</i> (Aubl.) Gurke						X													
<i>Diospyros velutina</i> Hiern.																			X
<i>Diptotropis purpurea</i> (Rich) Amshoff		X				X													
<i>Dodonea viscosa</i> (L.) Jacq.				X															
<i>Duguetia rotundifolia</i> R.E. Fr.														X					
<i>Diospyrus brasiliensis</i> Mart.								X											
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq													X						
<i>Enterolobium contortissiliquum</i> (Vell.) Morong.		X							X								X	X	
<i>Erioteca crenulaticalix</i> A. Robyns		X	X	X	X			X											

<i>Ervatamia coronaria</i> (Jacq.) Stapf						X						
<i>Erythroxyllum affine</i> A. St-Hill.					X	X						
<i>Erythroxyllum blanchetiin</i> O. E. Schulz			X									
<i>Erythroxyllum citrifolium</i> A. St.-Hill.										X		
<i>Erythpxylum columbinum</i> Mart.									X			
<i>Erythroxyllum deciduum</i> Plowman		X										
<i>Erythroxyllum macrochaetum</i> Miq.							X					
<i>Erythroxyllum mucronatum</i> Benth.	X			X						X		
<i>Erythroxyllum numularia</i> Peyr	X					X						
<i>Erythroxyllum passerinum</i> Mart.											X	X
<i>Erythroxyllum paufferense</i> T. Plowman	X	X							X		X	
<i>Erythroxyllum simonis</i> Plowman											X	
<i>Erythroxyllum squamatum</i> Sw.				X								
<i>Erythroxyllum subglaucenscis</i> Peyr									X			
<i>Erythina velutina</i> Wild.	X							X			X	
<i>Eschweilera alvimii</i> S.A. Mori						X						
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers		X	X	X	X	X				X	X	
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss. Ex Mart									X			
<i>Eugenia biflora</i> (L.) DC.									X			
<i>Euge aff. Brejoensis</i> Mazine	X											
<i>Eugenia candolleana</i> DC.		X										
<i>Eugenia citrifolia</i> Poir.			X									
<i>Eugenia diplocampta</i> Diels				X								
<i>Eugenia flava</i> O. Berg.											X	X
<i>Eugenia florida</i> DC.			X						X			
<i>Eugenia hirta</i> O. Berg.								X				
<i>Eugenia lambertiana</i> Mc Vaugh								X		X		
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Will.	X											
<i>Eugenia mimus</i> Mc. Vaugh			X									
<i>Eugenia nigra</i> DC.												X
<i>Eugenia pleurantha</i> Berg.									X			
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth.) DC.		X						X			X	
<i>Eugenia cerasifolia</i> Miq.						X						

<i>Eugenia tapacumensis</i> Berg																			X	X
<i>Eugenia uvalha</i> Cambess.																			X	
<i>Eupatprium laeve</i> DC.																			X	X
<i>Ficu calyptroceras</i> (Miq.) Miq.			X																	
<i>Ficus gardneriana</i> Miq.	X																			
<i>Ficus trigonata</i> Morac																			X	
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms																				X
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch & Triana) Zappi.																				X
<i>Gaupira nitida</i> (Schmidt) Lundell						X														X
<i>Genipa americana</i> L.			X					X	X	X										X
<i>Gomidesia blanchetiana</i> O. Berg.							X													
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell								X	X											
<i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan								X												X
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell						X														X
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	X	X	X		X	X	X	X	X										X	
<i>Guapira venosa</i> (Choisy) Lundell						X														
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl						X														
<i>Guatteria pogonopus</i> Mart.						X														
<i>Guatteria schombugiana</i> Mart.			X																	
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.		X							X										X	
<i>Guettarda angelica</i> Mart. Ex Muell. Arg.																				X
<i>Guettarda grazielae</i> M.R. Barbosa			X																	
<i>Guettarda platypoda</i> DC.																				X
<i>Guettarda sericea</i> Mull. Arg.																			X	
<i>Guettarda virbunioides</i> Cham & Schultl.						X		X												X
<i>Gustavia augusta</i> L.								X	X											
<i>Hancornia speciosa</i> Gomez																				X
<i>Helicteris brevispira</i> A. St.-Hil.																			X	
<i>Helicteris guazumifolia</i> K.B.K.																				X
<i>Helicteris macropetala</i> A. St.-Hill.																				X
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby							X													
<i>Henrieta succosa</i> (Aubl.) DC.																				X
<i>Heteropteris aenae</i> Griseb.																			X	

<i>Hieronyma oblonga</i> (Tul.) Mull. Arg.					X								
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	X	X			X			X		X			
<i>Hirtella hebeclata</i> Maric ex A. P. DC.	X												
<i>Hydrogaster trinervis</i> Kuhlman								X					
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	X	X							X			X	X X X
<i>Hypis martiusii</i> Benth.	X												
<i>Hymenaea rubiflora</i> Ducke								X					
<i>Ilex sapotifolia</i> Reissek				X	X								
<i>Inga blanchetiana</i> Benth.			X		X								
<i>Inga bahiensis</i> Benth.								X		X			
<i>Inga bollandii</i> Spegue & Sandwith								X					
<i>Inga capitata</i> Desv					X			X				X	
<i>Inga chrysantha</i> Ducke									X				
<i>Inga flagelliformis</i> (Vell.) Mart.					X								
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd		X						X					
<i>Inga marginata</i> Willd.				X									
<i>Inga striata</i> Benth.								X		X			
<i>Inga subnuda</i> Salm. Ex Benth. Subsp. subnuda				X	X								
<i>Inga thibaudiana</i> DC.			X					X					
<i>Ixora venulosa</i> Benth.					X								
<i>Jacaratia dodecaphylla</i> (Vell.) A. DC.				X				X					
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.					X								
<i>Jatropha mollissima</i> (Poh) Baill.	X							X					X
<i>Jatropha pholiana</i> Mull. Arg.												X	
<i>Lacistema robustum</i> Schnizlein										X			
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koene									X				
<i>Lantana camara</i> L.	X							X	X		X		
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess. Subsp. Pisonis			X		X	X	X					X	
<i>Licania hypoleuca</i> Benth.								X					
<i>Licania kunthiana</i> Hook F.					X								
<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns ex Roem. & Schult.) Kuntze			X		X						X		
<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Pair.) Kunth ex DC.	X												
<i>Lucuma grandiflora</i> A. DC.								X					

<i>Luehea ochrophylla</i> Mart.	X		X	X						X		
<i>Luehea paniculata</i> Mart.						X						
<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke	X											
<i>Mabea occidentalis</i> Benth				X					X			
<i>Macherium angustifolium</i> Vogel		X		X			X	X		X		X
<i>Macherium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld					X	X			X			
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.											X	
<i>Macrosamanea pedicularis</i> (DC.) Kleinhoonte		X		X								
<i>Malanea macrophylla</i> (Mull. Arg.) Steyerf.				X								
<i>Mangifera indica</i> L.		X								X		
<i>Manihot epruinosa</i> Pax & K. Horrm.												X
<i>Manihot glaziovii</i> Mull. Arg		X							X		X	X
<i>Manilkara rufula</i> (Miq.) H.J. Lam.			X				X	X				
<i>Manilkara salzmanii</i> (ADC.) Lam.		X					X				X	
<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Dubard.				X								
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.							X	X				
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.					X	X						
<i>Marlierea clauseniana</i> (O. Berg.) Kiaersk.			X						X			
<i>Marlierea parviflora</i> O. Berg.												X
<i>Maytenus disticophylla</i> Mart.		X			X	X						
<i>Maytenus erytroxylum</i> Reissek			X									
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek							X					
<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.							X				X	X
<i>Maytenus rigida</i> Mart.							X	X		X		
<i>Metrodorea nigra</i> A. St-Hil.						X						
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana						X				X		
<i>Miconia amacurensis</i> Wurdack				X								
<i>Miconia dodecandra</i> Cogn.									X			
<i>Miconia eichleri</i> Cogn									X			
<i>Miconia hypoleuca</i> (Benth.) Triana				X								
<i>Miconia lepidota</i> Schrank & Mart. Ex DC.				X								
<i>Miconia cf. minutiflora</i> (Bonpl.) DC.			X				X					
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.						X						

<i>Miconia rimalis</i> Naudin										X							
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.												X					
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.						X											
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.													X				X
<i>Mimosa verrucosa</i> Benth.						X											
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	X												X			X	X
<i>Myrcia alagoensis</i> Berg											X						
<i>Myrcia amazonica</i> DC.				X													
<i>Myrcia bullata</i> O. Berg.																	X
<i>Myrcia caesita</i> O. Berg																	X
<i>Myrciaria cauliflora</i> (Mart.) Berg.									X								
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.									X	X		X	X				X
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	X																X
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.																	X
<i>Myrcia platiclada</i> DC.					X												
<i>Myrcia rosulans</i> (O. Berg.) Kiaersk.					X												
<i>Myrcia sylvatica</i> (G. Mey.) DC.	X	X			X				X			X	X				X
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	X											X	X				
<i>Myrsine venosa</i> A. C.													X				
<i>Myroxylon balsamum</i> (L.) Harms													X				
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	X													X			
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze		X			X	X								X			
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees & Mart.																	X
<i>Ocotea bracteosa</i> (Meisn.) Mez																	X
<i>Ocotea canaliculata</i> (Rich.) Mez.						X											
<i>Ocotea duckei</i> Vattimo		X	X							X		X				X	
<i>Ocotea elegans</i> Mez					X												
<i>Ocotea gardneri</i> (Meisn.) Mez						X											
<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez		X	X			X	X							X			
<i>Ocotea pallida</i> (Meisn.) Mez														X			
<i>Ocotea sylvatica</i> (Meisn.) Mez						X											
<i>Opuntia brasiliensis</i> (Willd.) Haw														X			
<i>Ouratea casteneaefolia</i> (DC.) Engler					X												

<i>Ouratea crassifolia</i> Engl.									X				
<i>Ouratea hexasperma</i> (A. St.-Hil.) Bail	X		X		X							X	
<i>Ouratea subscandens</i> Engler									X				
<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harms.) M.P. de Lima & H. C. de Lima	X								X				X X
<i>Paypayrola blanchetiana</i> Tul.					X								
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	X						X						
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. Ex Baill.												X	X
<i>Persea americana</i> Mill.												X	
<i>Peschiera affinis</i> (Mull. Arg.) Miers							X						
<i>Phyllanthus accuminatus</i> Vahl.									X				
<i>Physalis pubescens</i> L.	X												
<i>Picrasma crenata</i> Blume													X
<i>Picramnia gardneri</i> Planch.					X								
<i>Pilosocereus pachycladus</i> subsp. <i>Pernambucensis</i> (Ritter) Zappi												X	
<i>Piptadenia moniliformis</i> Benth.													X
<i>Piptadenia stipulaceae</i> (Benth.) Ducke	X								X			X	X
<i>Piptadenia viridiflora</i> (Kunth.) Benth.	X	X							X			X	
<i>Pisonia cuneifolia</i> Schtdl												X	X
<i>Pisonia tomentosa</i> Casar	X												
<i>Pithecellobium diversifolium</i> Benth.													X
<i>Platimiscium floribundum</i> Vogel	X								X	X			X
<i>Plathymenia foliolosa</i> Benth.							X	X	X			X	
<i>Poecilanthe falcata</i> (Vell.) Heringer	X												
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Mers												X	X
<i>Polygala albicans</i> A.W. Bennett										X			
<i>Polygala pulcherrima</i> Kuhlm.												X	
<i>Posoqueira latifolia</i> (Rudge) Roem. & Schult.					X								
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.												X	
<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D. Penn.												X	
<i>Pouteria coriaceae</i> (Pierre) pierre												X	
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni												X	
<i>Pouteria glomerata</i> (Miq.) Radlk.												X	

<i>Pouteria grandiflora</i> (A. DC.) Baehni		X			X	X														
<i>Pouteria hispida</i> Eyma					X															
<i>Pouteria lucens</i> (Mart. & Miq.) Radlk																				
<i>Pouteria peduncularis</i> (Mart. & Eichler) Bachni		X																		
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.																				X
<i>Pradosia glycyphloea</i> (Casar.) Liais						X														
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.			X							X	X	X								
<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand																				X
<i>Protium giganteum</i> Engl.			X																	X
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand		X	X			X	X			X										X
<i>Protium sagotianum</i> Marchand						X														
<i>Prunus sellowii</i> Koehne						X														
<i>Pseudobombax marginatum</i> (St. Hill.) A.Robyns.																				X
<i>Psidium albidum</i> Cambess																				X
<i>Psidium araca</i> Raddi																				X
<i>Psidium guianensis</i> Sw.																				X
<i>Psidium personii</i> Mc Vaugh																				X
<i>Psidium rivulare</i> DC.																				X
<i>Psycotria capitata</i> Ruiz & Pav.																				X
<i>Psycotria carthaginensis</i> Jacq.							X													X
<i>Psychotria chlolotrica</i> Mull. Arg																				X
<i>Psychotria sessilis</i> (Vell.) Mull. Arg.						X	X													X
<i>Pterygora brasiliensis</i> Allemão																				X
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.																				X
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth			X																	X
<i>Pterocarpus rhorii</i> Vahl			X			X	X			X										X
<i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel						X														X
<i>Quararibea turbinata</i> (Sw.) Poir							X													X
<i>Quiina pernambucensis</i> Pires & Andrade-Lima							X													X
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.																				X
<i>Randia nitida</i> (HBK) DC.		X	X																	X
<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.						X														X
<i>Rauvolfia grandiflora</i> Mart.																				X

<i>Simarouba versicolor</i> A. St.-Hil.	X																			
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.																				X
<i>Sloanea garckeana</i> K. Schum.		X																		
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth						X														
<i>Sloanea obtusifolia</i> (Moric.) K. Schum.						X														
<i>Sloanea parviflora</i> Planch. Ex Benth.						X														
<i>Solanum americanum</i> Mill.	X																			
<i>Solanum inaequale</i> Vell.																				X
<i>Solanum evonymoides</i> Sendtn																				X
<i>Solandra longipes</i> Sendtn.																				X
<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.	X					X	X	X	X											
<i>Spondias lutea</i> Royen ex Bluma																				X
<i>Spondia mombin</i> L.							X													
<i>Spondia tuberosa</i> Arruda																				X
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	X					X														X
<i>Strychnos acuta</i> Prog.																				X
<i>Swartzia pickelii</i> Killip ex Ducke						X	X	X												X
<i>Syagnus cearensis</i> Noblick																				X
<i>Syagnus oleraceae</i> (Mart.) Becc.	X																			X
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston																				X
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.						X														X
<i>Symplocos nitens</i> (Pohl.) Benth.						X														
<i>Tabebuia crysotricha</i> (Mart. Ex A. DC.) Standl.																				X
<i>Tabebuia elliptica</i> (DC.) Sandwith						X														
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. Ex DC.) Standl.	X					X														X
<i>Tabebuia roseo-alba</i> (Ridl.) Sandwith						X														
<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl.) G. Nichols.	X					X	X	X												X
<i>Tachigali paraytensis</i> (Vell.) H.C. Lima						X														
<i>Talisia elephantipes</i> Sandwith																				X
<i>Talisia esculenta</i> (A. St.-Hil.)	X					X	X	X												X
<i>Talisia macrophylla</i> (Mart.) Radlk						X														X
<i>Talisia obovata</i> A.C. Sm.																				X
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	X	X				X	X													X

<i>Tephrosia noctiflora</i> Bojer ex Baker										X									
<i>Terminalia argentea</i> Mart																			X
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess ex A. St-Hill.) Eichler																			X
<i>Terminalia fagifolia</i> Mart,																			X
<i>Tetrapteris mucronata</i> Cav.																			X
<i>Thiloa glaucocarpa</i> (Mart.) Eichl.																			X
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth	X	X		X			X												X
<i>Tibochina fissinervia</i> (DC>) Gogn																			X
<i>Tocoyena brasiliensis</i> Mart.							X												
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. Et Schuldtl.) K. Schum.									X			X							X
<i>Tovomita brevistaminea</i> Engl.							X												
<i>Tovomita mangle</i> G. Mariz							X												
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	X								X										
<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C. DC.						X													X
<i>Trichilia lepdota</i> Mart.						X													X
<i>Trichilia sylvatica</i> C. DC.						X													
<i>Urera baccifera</i> Gaudich. Ex Wedd.							X		X		X								
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke																			X
<i>Verbesina macrophylla</i> (Cass.) S.F. Blake																			X
<i>Virola gardneri</i> (DC.) Mart.						X			X										
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	X								X										
<i>Vitex polygama</i> Cham.									X										
<i>Vitex rufescens</i> A. Juss.	X			X					X	X		X							X
<i>Vitex trifolia</i> L.									X										
<i>Ximenia americana</i> L.												X		X					
<i>Xilosma ciliatifolium</i> Eichl.																			X
<i>Xylopia frutescens</i> (Aubl.) Histoire.	X	X																	X
<i>Xylopia laevigata</i> (Mart.) ex R.E. Fries																			X
<i>Zanthoxylum acutifolium</i> Eng																			X
<i>Zanthoxylum hyemale</i> A. St.-Hil.																			X
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A. St-Hil.									X										
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.						X													
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	X								X		X								X

<i>Zanthoxylum tenuiflorum</i> Engl.							X							X	X
<i>Zeyhera tuberculosa</i> (Vell.) Burm.															X
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	X			X		X	X			X	X		X		
<i>Zollernia latifolia</i> Benth.		X		X		X									
<i>Zollernia paraensis</i> Huber						X									
<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawct & Rendle						X									
