



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA**

**DINÂMICA DE UMA FLORESTA
MONODOMINANTE DE *BROSIMUM RUBESCENS* TAUB.
E COMPARAÇÃO COM UMA FLORESTA MISTA
EM NOVA XAVANTINA-MT**



BEATRIZ SCHWANTES MARIMON

**BRASÍLIA/DF
FEVEREIRO/2005**

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**DINÂMICA DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE
Brosimum rubescens Taub. E COMPARAÇÃO COM UMA
FLORESTA MISTA EM NOVA XAVANTINA-MT**

Beatriz Schwantes Marimon

Tese apresentada ao Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília – UnB, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ecologia.

APROVADA em 25 de fevereiro de 2005, pela BANCA EXAMINADORA:

Dr. Marcelo Trindade Nascimento

Universidade Estadual do Norte Fluminense - UENF
Centro de Biociências e Biotecnologia

Dr. John Duvall Hay

Universidade de Brasília – UnB
Departamento de Ecologia – ECL

Dr. Manoel Cláudio da Silva Júnior

Universidade de Brasília – UnB
Departamento de Engenharia Florestal – EFL

Dr. Christopher William Fagg

Universidade de Brasília – UnB
Departamento de Engenharia Florestal – EFL

Dra. JEANINE MARIA FELFILI

Universidade de Brasília – UnB
Departamento de Engenharia Florestal – EFL
(Orientadora)

**Aos meus filhos,
Rodrigo e Alessandra.**

AGRADECIMENTOS

À DEUS, por ter me dado forças e saúde para enfrentar este desafio.

À Universidade de Brasília e ao Departamento de Ecologia, pela oportunidade de cursar o Doutorado, contribuindo de forma decisiva para meu crescimento pessoal e profissional.

À Universidade do Estado de Mato Grosso, por autorizar meu afastamento para qualificação e acreditar em meu potencial.

À CAPES-PICDT, pela concessão da bolsa de estudo.

À Prof^a Orientadora, Dra. JEANINE MARIA FELFILI, pela orientação segura, pela confiança e amizade, minha enorme gratidão.

Ao meu querido marido, Ben Hur Marimon Júnior, pelo auxílio na coleta de dados, pelas sugestões, carinho e enorme paciência no transcorrer desta difícil etapa em minha vida.

Aos meus queridos filhos, Rodrigo e Alessandra, que durante quatro anos tiveram que lidar com esta “entidade sobrenatural”, a TESE, que muitas e muitas vezes ocupou momentos que deveriam ter sido deles. Obrigada pelo amor, carinho e confiança.

Aos meus pais, Edio e Edit, que investiram em minha educação e com muito amor dedicaram apoio incondicional às minhas escolhas.

Ao meu irmão, Marco, e minha cunhada, Marília, que com carinho sempre apoiaram meu trabalho, por mais absurdo que parecesse “medir e desenhar folhas, contar árvores, instalar armadilhas para sementes, etc.”

Ao Sr. Jairo Machado, por autorizar a realização deste estudo na Fazenda Vera Cruz.

Aos amigos, Edson de Souza Lima e Herson Lima, pelo auxílio na coleta de dados e pelas valiosas sugestões no decorrer da etapa de campo.

Aos colegas da turma de 2001 e a todos os amigos e amigas conquistados na UnB, pela amizade e troca de experiências. Muito obrigada.

À colega Carmem, pelo auxílio na difícil tarefa de processar, analisar e identificar micorrizas, ao colega André, pelo auxílio na coleta de dados de luz e à técnica Mara, pelo auxílio na análise de amostras de folhas e solos.

Ao Dr. James Alexander Ratter, à Dra. Carolyn E. B. Proença e a todos os especialistas que colaboraram com a identificação do material botânico.

Aos professores e alunos do curso de Ciências Biológicas do Campus Universitário de Nova Xavantina, pelo auxílio na coleta de dados, apoio e confiança.

À todos que colaboraram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho e hoje festejam comigo esta importante vitória em minha vida.

ÍNDICE

LISTA DE TABELAS.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	xi
RESUMO.....	xv
ABSTRACT.....	xvi
CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO GERAL	
1.1 INTRODUÇÃO.....	1
1.2 OBJETIVOS.....	4
CAPÍTULO 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	
2.1 FLORESTAS TROPICAIS MONODOMINANTES.....	6
2.1.2 CARACTERÍSTICAS FLORÍSTICAS E ESTRUTURAIS DE ALGUMAS FLORESTAS MONODOMINANTES.....	8
2.1.2.1 Paleotrópicos e Oceania.....	8
• Floresta de <i>Gilbertiodendron dewevrei</i>	8
• Floresta de <i>Microberlinia bisulcata</i>	9
• Florestas de <i>Nothofagus</i>	10
2.1.2.2 Neotrópicos.....	10
• Floresta de <i>Celaenodendron mexicanum</i>	10
• Floresta de <i>Dicymbe corymbosa</i>	11
• Floresta de <i>Peltogyne gracilipes</i>	11
2.2 CAUSAS E MECANISMOS DA MONODOMINÂNCIA EM FLORESTAS TROPICAIS ...	12
2.3 FLORESTAS MISTAS DO BRASIL CENTRAL E DA AMAZÔNIA.....	13
CAPÍTULO 3. ÁREA DE ESTUDO	
3.1 LOCALIZAÇÃO.....	16
3.2 GEOLOGIA E SOLOS.....	16
3.3 CLIMA.....	17
3.4 VEGETAÇÃO.....	20
CAPÍTULO 4. CRESCIMENTO, RECRUTAMENTO E MORTALIDADE DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE <i>BROSIMUM RUBESCENS</i> TAUB. EM UM PERÍODO DE OITO ANOS (1996 A 2004)	
4.1 INTRODUÇÃO.....	24
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	26
4.2.1 Área de Estudo.....	26
4.2.2 Inventários.....	26
4.2.3 Parâmetros de Dinâmica.....	27
4.3 RESULTADOS.....	30
4.3.1 Incremento.....	30
4.3.2 Mortalidade e Recrutamento.....	35
4.3.3 Longevidade.....	38
4.4 DISCUSSÃO.....	39
4.4.1 Incremento.....	39
4.4.2 Mortalidade.....	43

4.4.3 Recrutamento.....	46
4.4.4 Mortalidade x Recrutamento.....	46
4.4.5 Longevidade.....	48
4.5 CONCLUSÃO.....	50

CAPÍTULO 5. VARIAÇÕES NA ESTRUTURA DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE *BROSIMUM RUBESCENS* TAUB. EM UM PERÍODO DE OITO ANOS (1996 A 2004)

5.1 INTRODUÇÃO.....	51
5.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	52
5.2.1 Área de Estudo e Inventários.....	52
5.2.2 Diversidade.....	53
5.2.3 Parâmetros Fitossociológicos.....	54
5.2.4 Distribuição de Alturas e Diâmetros.....	56
5.3 RESULTADOS.....	57
5.3.1 Florística.....	57
5.3.2 Diversidade.....	60
5.3.3 Fitossociologia.....	61
5.3.4 Distribuição de Alturas e Diâmetros.....	65
5.3.4.1 Comunidade.....	65
5.3.4.2 Principais Espécies.....	68
5.4 DISCUSSÃO.....	74
5.4.1 Florística.....	74
5.4.2 Diversidade.....	75
5.4.3 Fitossociologia.....	76
5.4.4 Distribuição de Alturas e Diâmetros.....	77
5.4.4.1 Comunidade.....	77
5.4.4.2 Principais Espécies.....	79
5.5 CONCLUSÃO.....	82

CAPÍTULO 6. COMPARAÇÃO DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE *BROSIMUM RUBESCENS* TAUB. E UMA FLORESTA MISTA ADJACENTE

6.1 INTRODUÇÃO.....	84
6.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	86
6.2.1 Área de Estudo e Inventário.....	86
6.2.2 Diversidade e parâmetros estruturais.....	86
6.2.3 Similaridade.....	87
6.2.4 Parâmetros ambientais e nutricionais.....	88
6.2.4.1 Solos.....	88
6.2.4.2 Folhas.....	88
6.2.5 Análise dos dados.....	89
6.3 RESULTADOS.....	90
6.3.1 Riqueza, diversidade e parâmetros estruturais.....	90
6.3.2 Similaridade.....	102
6.3.3 Solos.....	102
6.3.4 Folhas.....	103
6.3.5 Análise Multivariada.....	104
6.4 DISCUSSÃO.....	106
6.4.1 Riqueza, diversidade e parâmetros estruturais.....	106
6.4.2 Similaridade.....	110

6.4.3 Solos e Folhas.....	110
6.5 CONCLUSÃO.....	114
CAPÍTULO 7. ESTRUTURA E DINÂMICA DA REGENERAÇÃO NATURAL E TIPOS FUNCIONAIS DE PLÂNTULAS DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE <i>BROSIMUM RUBESCENS</i> TAUB. E DE UMA FLORESTA MISTA ADJACENTE	
7.1 INTRODUÇÃO.....	115
7.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	117
7.2.1 Estrutura.....	118
7.2.2 Luz.....	118
7.2.3 Tipos de Plântulas.....	119
7.2.4 Serapilheira.....	120
7.3 RESULTADOS.....	121
7.3.1 Estrutura.....	121
7.3.2 Luz.....	124
7.3.3 Tipos de Plântulas.....	129
7.3.4 Serapilheira.....	135
7.4 DISCUSSÃO.....	136
7.4.1 Estrutura.....	136
7.4.2 Luz.....	139
7.4.3 Tipos de Plântulas.....	142
7.4.4 Serapilheira.....	143
7.5 CONCLUSÃO.....	145
CAPÍTULO 8. CRESCIMENTO E REPARTIÇÃO DE BIOMASSA EM PLÂNTULAS DE <i>BROSIMUM RUBESCENS</i> TAUB. SOB DIFERENTES NÍVEIS DE SOMBREAMENTO	
8.1 INTRODUÇÃO.....	147
8.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	150
8.2.1 A espécie.....	150
8.2.2 Experimento em Viveiro.....	150
8.2.2.1 Crescimento e repartição de biomassa.....	151
8.2.2.2 Fotossíntese.....	153
8.2.3 Experimento na Floresta.....	154
8.2.4 Análise Estatística.....	155
8.3 RESULTADOS.....	156
8.3.1 Em Viveiro.....	156
8.3.1.1 Altura, diâmetro e número de folhas.....	156
8.3.1.2 Acúmulo e repartição de biomassa.....	158
8.3.1.3 Área Foliar.....	160
8.3.1.4 Taxa de Crescimento Relativo.....	162
8.3.1.5 Fotossíntese.....	166
8.3.2 Na Floresta.....	167
8.4 DISCUSSÃO.....	169
8.5 CONCLUSÃO.....	175

CAPÍTULO 9. VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CHUVA DE SEMENTES DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE <i>BROSIMUM RUBESCENS</i> TAUB. E UMA FLORESTA MISTA ADJACENTE	
9.1 INTRODUÇÃO.....	176
9.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	178
9.2.1 Área de Estudo e Dados de Precipitação.....	178
9.2.2 Chuva de Sementes.....	179
9.2.3 Análise dos Dados.....	179
9.3 RESULTADOS.....	180
9.4 DISCUSSÃO.....	186
9.5 CONCLUSÃO.....	189
CAPÍTULO 10. ASSOCIAÇÃO COM MICORRIZAS EM QUATRO ESPÉCIES DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE <i>BROSIMUM RUBESCENS</i> TAUB. E UMA FLORESTA MISTA ADJACENTE	
10.1 INTRODUÇÃO.....	190
10.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	192
10.3 RESULTADOS.....	193
10.4 DISCUSSÃO.....	195
10.5 CONCLUSÃO.....	197
CAPÍTULO 11. HERBIVORIA EM PLÂNTULAS DE TRÊS ESPÉCIES DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE <i>BROSIMUM RUBESCENS</i> TAUB. E UMA FLORESTA MISTA ADJACENTE	
11.1 INTRODUÇÃO.....	198
11.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	199
11.3 RESULTADOS.....	201
11.4 DISCUSSÃO.....	203
11.5 CONCLUSÃO.....	207
CAPÍTULO 12. INVESTIGAÇÃO DE EFEITOS ALELOPÁTICOS PRODUZIDOS POR <i>BROSIMUM RUBESCENS</i> TAUB. EM ESPÉCIES NATIVAS E EXÓTICAS À FLORESTA MONODOMINANTE DE <i>B. RUBESCENS</i>	
12.1 INTRODUÇÃO.....	208
12.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	210
12.2.1 Em Viveiro.....	210
12.2.2 Em Laboratório.....	211
12.2.3 Análise dos Dados.....	212
12.3 RESULTADOS.....	213
12.4 DISCUSSÃO.....	215
12.5 CONCLUSÃO.....	217
CAPÍTULO 13. CONSIDERAÇÕES FINAIS	
13.1 ESTRUTURA E DINÂMICA DA POPULAÇÃO DE <i>B. RUBESCENS</i>	218
13.2 A MONODOMINÂNCIA DE <i>B. RUBESCENS</i>	219
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	222

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 4

Tabela 4.1 - Incremento médio anual de diâmetro, mediana e coeficiente de variação para a floresta monodominante de <i>Brosimum rubescens</i> nos períodos de 1996 a 2001, 2001 a 2004 e 1996 a 2004, Nova Xavantina-MT.....	30
Tabela 4.2 - Incremento médio anual de diâmetro (IMA, cm) e coeficiente de variação (CV, %) por espécie na floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> nos períodos de 1996 a 2001, 2001 a 2004 e 1996 a 2004, Nova Xavantina-MT. Espécies listadas em ordem decrescente do número de indivíduos (N) vivos entre 1996 e 2001. O CV foi calculado para as espécies representadas por, no mínimo, dez indivíduos. (*)= lianas.....	32
Tabela 4.3 - Parâmetros de dinâmica da comunidade lenhosa da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> nos períodos de 1996 a 2001, 2001 a 2004 e 1996 a 2004, Nova Xavantina-MT.....	35
Tabela 4.4 - Parâmetros de dinâmica das populações das principais espécies lenhosas da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , expressa em m = taxa de mortalidade média anual, r = taxa de recrutamento médio anual, $t_{1/2}$ = meia-vida, t_2 = tempo de duplicação, TRo = taxa de rotatividade e Ac = taxa de acréscimo de área basal (m^2), no período de 1996 a 2004 em Nova Xavantina-MT. N = número de indivíduos.....	37
Tabela 4.5 - Hábito, posição sociológica e longevidade em anos (calculada a partir da taxa de crescimento, $cmano^{-1}$, entre 1996 e 2004) das principais espécies ($n > 10$) da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , Nova Xavantina-MT.....	39

CAPÍTULO 5

Tabela 5.1 - Espécies e famílias com $DAP \geq 5cm$, amostradas em 0,6ha na floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , em 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT.....	58
Tabela 5.2 - Número de espécies (N° sp.), índices de diversidade (Shannon e Simpson) e equabilidade (Pielou), considerando-se todos os indivíduos do levantamento (em negrito) com $DAP \geq 5cm$ e excluindo-se <i>Brosimum rubescens</i> na floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , Nova Xavantina-MT.....	60
Tabela 5.3 - Parâmetros fitossociológicos para as espécies com $DAP \geq 5cm$ amostradas em 1996. Densidade absoluta (DA) e relativa (DR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância (IVI). Espécies em ordem decrescente de IVI. Valores absolutos em hectare ($D=N/ha$, $Do= m^2/ha$) e valores relativos em %.....	62
Tabela 5.4 - Parâmetros fitossociológicos para as espécies com $DAP \geq 5cm$ amostradas em 2001. Densidade absoluta (DA) e relativa (DR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância (IVI). Espécies em ordem decrescente de IVI. Valores absolutos em hectare ($D=N/ha$, $Do= m^2/ha$) e valores relativos em %.....	63
Tabela 5.5 - Parâmetros fitossociológicos para as espécies com $DAP \geq 5cm$ amostradas em 2004. Densidade absoluta (DA) e relativa (DR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância (IVI). Espécies em ordem decrescente de IVI. Valores absolutos em hectare ($D=N/ha$, $Do= m^2/ha$) e valores relativos em %.....	64

CAPÍTULO 6

Tabela 6.1 - Espécies e famílias com DAP \geq 5cm, amostradas em 0,6ha na floresta mista adjacente à floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , Nova Xavantina-MT. Cerca de 81% de todas as espécies amostradas na floresta monodominante também ocorreram na floresta mista adjacente. (*)= espécie que ocorreu na floresta monodominante.....	90
Tabela 6.2 - Comparações entre as características florísticas e estruturais da floresta monodominante (mono) de <i>B. rubescens</i> e da floresta mista adjacente (mista) em Nova Xavantina-MT. DR= densidade relativa, DoR= dominância relativa, DA= densidade absoluta e DoA= dominância absoluta. Valores relativos em % e valores absolutos em hectare (D=N/ha, Do= m ² /ha).....	94
Tabela 6.3 - Parâmetros fitossociológicos para as espécies com DAP \geq 5cm amostradas em 0,6ha na floresta mista. Densidade absoluta (DA) e relativa (DR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância (IVI). Espécies em ordem decrescente de IVI. Valores absolutos em hectare (D=N/ha, Do= m ² /ha) e valores relativos em %.....	96
Tabela 6.4 - Propriedades químicas e percentual de cascalho dos solos (0 a 10cm) da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> (Mono) e da floresta mista adjacente (Mista), Nova Xavantina-MT. Comparações entre as florestas através do Teste <i>t</i> . Os valores são as médias e o desvio padrão (DP).....	102
Tabela 6.5 - Concentrações de nutrientes nas folhas em espécies comuns à floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> (Mono) e à floresta mista adjacente (Mista), Nova Xavantina-MT. Amostras foliares (n=10) coletadas em seis indivíduos adultos de cada espécie. Comparações entre as florestas através do Teste <i>t</i> . Os valores são as médias e o desvio padrão (DP).....	104
Tabela 6.6 – Análise de Correspondência Canônica: correlações “intra-set” e matriz de correlações para as oito variáveis ambientais utilizadas na análise.....	105

CAPÍTULO 7

Tabela 7.1 - Distribuição das plântulas e arvoretas pelas classes de altura em 0,6ha na floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , Nova Xavantina-MT, em cinco anos (1997-2002).....	123
Tabela 7.2 - Tipos de plântulas (PEF= fanerocotiledonar-epígeo-foliáceo, PER= fanerocotiledonar-epígeo-reserva, PHR= fanerocotiledonar-hipógeo-reserva, CER= criptocotiledonar-epígeo-reserva, CHR= criptocotiledonar-hipógeo-reserva), tipo de dispersão (ANE= anemocoria, AUT= autocoria e ZOO= zoocoria) e forma de vida (FAN= fanerófita e LIA= liana) das espécies da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> (Mo) e da floresta mista adjacente (Mi), Nova Xavantina-MT.....	132

CAPÍTULO 8

Tabela 8.1 - Análise química do solo de mata de galeria utilizado na produção de mudas de <i>B. rubescens</i> em viveiro. Solo bem drenado, Córrego Monjolo, Reserva Ecológica do IBGE, DF.....	151
Tabela 8.2 - Efeito dos níveis de sombreamento sobre a altura (cm), diâmetro do coleto (mm) e número de folhas em diferentes idades de plântulas de <i>B. rubescens</i> em viveiro. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo Teste de Tukey.....	157
Tabela 8.3 - Efeito dos níveis de sombreamento sobre as variáveis de biomassa seca (g) e área foliar (cm ²) em diferentes idades de plântulas de <i>B. rubescens</i> , em viveiro. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, a 5%, pelo Teste de Tukey.....	158

Tabela 8.4 - Taxa de Crescimento Relativo (TCR, $gg^{-1}d^{-1}$) de raízes e parte aérea (biomassa folhas + biomassa caule) e taxa de assimilação líquida (TAL, $gcm^{-2}d^{-1}$) em plântulas de <i>B. rubescens</i> de diferentes idades e sob diferentes níveis de sombreamento em viveiro.....	163
Tabela 8.5 - Taxa de Crescimento Relativo ($cm.d^{-1}$) da altura (cm) e do diâmetro (cm) de plântulas de <i>B. rubescens</i> na floresta monodominante sob efeito do dossel fechado e de uma clareira em um período de dois anos.....	168
CAPÍTULO 9	
Tabela 9.1 - Resultados da análise de variância fatorial (<i>Model III</i>) testando os efeitos do tipo de floresta (mista, monodominante pobre e monodominante rica) e das estações do ano (seca e chuva) na biomassa das sementes dispersas pelo vento e dispersas por outro mecanismo (não-vento), coletadas em 24 períodos no decorrer de um ano. Os dados foram log-transformados para a análise.....	185
CAPÍTULO 11	
Tabela 11.1 - Área foliar média removida por herbívoros em folhas jovens e adultas de plântulas de <i>Brosimum rubescens</i> , <i>Protium pilosissimum</i> e <i>Tetragastris altissima</i> no sub-bosque da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , em uma clareira da floresta monodominante e no sub-bosque da floresta mista adjacente, Nova Xavantina-MT. Valores= média (desvio padrão). Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey. Letras minúsculas refletem as comparações entre as espécies e as letras maiúsculas entre as porções de floresta.....	202
Tabela 11.2 - Taxa de herbivoria (média, $\% \cdot dia^{-1}$ e desvio padrão, DP) em duas categorias de maturidade das folhas (Jovens= folhas jovens no tempo inicial e Adultas= folhas adultas no tempo inicial) de plântulas de <i>Brosimum rubescens</i> , <i>Protium pilosissimum</i> e <i>Tetragastris altissima</i> na floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , em uma clareira da floresta monodominante e na floresta mista adjacente em um período de oito meses em Nova Xavantina-MT. As letras refletem comparações entre as espécies (ANOVA). Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey. <i>P*</i> corresponde à probabilidade do teste <i>t</i> comparando as médias entre as categorias de maturidade das folhas.....	203
CAPÍTULO 12	
Tabela 12.1 - Percentual de germinação final e médias do comprimento do caule, da raiz, da biomassa total e da área foliar das espécies submetidas aos experimentos nº 1 e nº 2, em viveiro. Valores de <i>p</i> referem-se ao teste one-way ANOVA ou ao teste-t. Valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente (Teste de Tukey).....	214
Tabela 12.2 - Percentual de germinação final (GF) e taxa de germinação (TG, sementes. dia^{-1}) de sementes de <i>Lactuca sativa</i> tratadas com diferentes concentrações de extratos isolados de folhas verdes, folhas coletadas na serapilheira e raízes de <i>Brosimum rubescens</i> na floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , Nova Xavantina-MT. Valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente.....	215

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 3

Figura 3.1 – Localização da área de estudo no município de Nova Xavantina-MT. Fonte: PRODIAT (1984).....	18
Figura 3.2 – Composição colorida a partir da imagem de satélite (Landsat 5) abrangendo uma parte do município de Nova Xavantina-MT. Escala 1: 250.000. Fonte: Miranda & Coutinho (2004). Data da imagem: 08/06/2004.....	19
Figura 3.3 – Variação média anual da temperatura (média, °C) e precipitação pluviométrica (mm) em Nova Xavantina-MT. Médias de 15 anos, observações realizadas na Estação Meteorológica de Nova Xavantina (Ministério da Agricultura, 9º Distrito de Meteorologia) situada no Campus Universitário de Nova Xavantina distante cerca de 28 km (em linha reta) da área de estudo (floresta monodominante de <i>B. rubescens</i>).....	20
Figura 3.4 – Interior da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , Nova Xavantina-MT. Observa-se a abundância da espécie monodominante (<i>B. rubescens</i>). No detalhe, armadilha de coleta de sementes e serapilheira. Fotografia tirada na estação seca (Julho/2004).....	21
Figura 3.5 - Detalhe da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , Nova Xavantina-MT. Observa-se a altura das árvores em relação ao veículo (Toyota Bandeirante).....	22
Figura 3.6 - Detalhe da floresta mista adjacente à floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , Nova Xavantina-MT.....	23
Figura 3.7 – Interior da floresta mista adjacente à floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , Nova Xavantina-MT.....	23

CAPÍTULO 4

Figura 4.1 – Incremento médio anual, por classes de diâmetro, em diferentes períodos de amostragem (1996, 2001 e 2004) na floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> e incremento desta espécie na comunidade por períodos e por classes de diâmetro, Nova Xavantina-MT.....	31
Figura 4.2 – Incremento médio anual, por classes de diâmetro, de algumas espécies da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , Nova Xavantina-MT. A linha tracejada representa o incremento médio anual da floresta ($0,17\text{cm}\cdot\text{ano}^{-1}$) entre 1996 e 2004.....	34
Figura 4.3 – Taxa de mortalidade periódica anual por classes de diâmetro para o período de 1996 a 2004 da floresta e da espécie monodominante de <i>B. rubescens</i> , Nova Xavantina-MT.....	36

CAPÍTULO 5

Figura 5.1 – Distribuição da densidade e da área basal dos troncos pelas classes de diâmetro (Intervalo de Classes= 5cm) dos indivíduos vivos da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT. Teste de Kolmogorov-Smirnov: <u>Densidade</u> (DE) – (96=01=04)= n.s. <u>Área Basal</u> (AB) – (96=01=04)= n.s. (n.s.= diferença estatisticamente não-significativa).....	66
Figura 5.2 – Razão do quociente “q” pelas classes de diâmetro dos indivíduos vivos da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT.....	66
Figura 5.3 – Distribuição da densidade dos troncos pelas classes de diâmetro (Intervalo de Classes= 5cm) dos indivíduos mortos da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT.....	67

Figura 5.4 – Distribuição da densidade dos troncos pelas classes de altura (Intervalo de Classes= 4m) dos indivíduos vivos da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT. Teste de Kolmogorov-Smirnov: (96=01=04)= n.s. (n.s.= diferença estatisticamente não-significativa).....	68
Figura 5.5 – Distribuição da densidade e da área basal dos troncos pelas classes de diâmetro (Intervalo de Classes= 5cm) das principais espécies da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT. Teste de Kolmogorov-Smirnov: <u>Densidade</u> (DE) – <i>B. rubescens</i> - (96=01 e 01=04)= n.s., (96-04)= 0,14, P=0,024. <i>A. intermedia</i> - (96=01=04)= n.s. <i>T. altissima</i> - (96=01=04)= n.s. <u>Área Basal</u> (AB) – <i>B. rubescens</i> - (96=01 e 01=04)= n.s. (96-04)= 0,14, P=0,027. <i>A. intermedia</i> - (96=01=04)= n.s. <i>T. altissima</i> - (96=01=04)= n.s. (n.s.= diferença estatisticamente não-significativa)..	70
Figura 5.6 – Distribuição da densidade e da área basal dos troncos pelas classes de diâmetro (Intervalo de Classes= 2cm) das principais espécies da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT. Teste de Kolmogorov-Smirnov: <u>Densidade</u> (DE) – <i>C. cognatum</i> - (96=01=04)= n.s. <i>P. pilosissimum</i> - (96=01)= 0,315, P=0,016; (01-04)=n.s.; (96-04)= 0,379, P=0,002. <i>H. eglandulosa</i> - (96=01)= 0,926, (96-04)= 0,988, P<0,001 e (01-04)= n.s. <u>Área Basal</u> (AB) – <i>C. cognatum</i> - (96=01=04)= n.s. <i>P. pilosissimum</i> - (96=01)= 0,327, P=0,009, (01-04)= 0,23, P=0,04 e (96-04)= 0,449, P<0,001. <i>H. eglandulosa</i> - (96=01=04)= n.s. (n.s.= diferença estatisticamente não-significativa).....	71
Figura 5.7 – Distribuição das alturas (Intervalo de Classes= 4m) das principais espécies da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT. Teste de Kolmogorov-Smirnov: <i>B. rubescens</i> – (96-01)= n.s., (01-04)= 0,17, P= 0,004 e (96-04)= 0,25, P<0,001. <i>H. eglandulosa</i> (linhas tracejadas) – (96=01=04)= n.s. <i>A. intermedia</i> – (96=01)= 0,22, P=0,04, (01=04) e (96=04)= n.s. <i>T. altissima</i> (linhas tracejadas) – (96=01=04)= n.s. <i>P. pilosissimum</i> – (96=01=04)= n.s. e <i>C. cognatum</i> (linhas tracejadas) – (96=01=04)= n.s. (n.s.= diferença estatisticamente não-significativa).....	73
CAPÍTULO 6	
Figura 6.1 – Índice de valor de importância das famílias mais importantes da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> e da floresta mista adjacente, Nova Xavantina-MT..	95
Figura 6.2 – Distribuição da densidade dos troncos pelas classes de diâmetro (Intervalo de classes= 5cm) dos indivíduos vivos da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> e da floresta mista adjacente, Nova Xavantina-MT.....	98
Figura 6.3 – Distribuição da densidade pelas classes de altura (Intervalo de classes= 4m) dos indivíduos vivos da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> e da floresta mista adjacente, Nova Xavantina-MT.....	99
Figura 6.4 - Diagrama de perfil da floresta monodominante de <i>Brosimum rubescens</i> , Nova Xavantina-MT. Distância e altura em metros. Br (<i>Brosimum rubescens</i>); Ai (<i>Amaioua intermedia</i>); Cc (<i>Cheilochlinium cognatum</i>); Mg (<i>Minuartia guianensis</i>); Pp (<i>Protium pilosissimum</i>); Ta (<i>Tetragastris altissima</i>); Mv (<i>Micropholis venulosa</i>); Ca (<i>Caraipa</i> sp.); He (<i>Heteropterys eglandulosa</i>); A (<i>Arrabidaea</i> sp.).....	100
Figura 6.5 - Diagrama de perfil da floresta mista, Nova Xavantina-MT. Distância e altura em metros. Ai (<i>Amaioua intermedia</i>); Ep (<i>Ephedranthus parviflorus</i>); Ce (<i>Chaetocarpus echinocarpus</i>); He (<i>Heteropterys eglandulosa</i>); Cc (<i>Cheilochlinium cognatum</i>); Ma (<i>Mouriri apiranga</i>); Mf (<i>Myrciaria floribunda</i>); Vp (<i>Vitex pashiniana</i>); Nh (<i>Nectandra hihua</i>); Ds (<i>Diospyros sericea</i>).....	101
Figura 6.6 – Diagrama de ordenação resultante da análise de correspondência canônica. Valores de abundância de 74 espécies em 120 parcelas de 10x10m. Relação entre as parcelas (mista= MI, monodominante= MO) e as variáveis ambientais (vetores). Ponto vermelho= posição de <i>Brosimum rubescens</i> na ordenação.....	106

CAPÍTULO 7

Figura 7.1 – Variação da precipitação total mensal entre 1990 e 2004. Estação Meteorológica de Nova Xavantina (Ministério da Agricultura, 9º Distrito de Meteorologia), distante cerca de 20km (em linha reta) da floresta monodominante de <i>Brosimum rubescens</i> , Nova Xavantina-MT.....	123
Figura 7.2 – Curso diário da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) medida sob o dossel (sub-bosque) da floresta monodominante de <i>Brosimum rubescens</i> (ao nível do solo), em uma clareira da floresta monodominante e a céu aberto (pleno sol), no final da estação seca (10/09/03) e final da estação chuvosa (05/04/04). Floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , Nova Xavantina-MT.....	125
Figura 7.3 – Curso diário da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) medida sob o dossel (sub-bosque) de uma porção de floresta fechada (ao nível do solo), em uma porção de floresta aberta e a céu aberto (pleno sol), no final da estação seca (11/09/03) e final da estação chuvosa (07/04/04). Floresta mista adjacente à floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> , Nova Xavantina-MT.....	126
Figura 7.4 – Proporção das leituras da RFA (Radiação Fotossinteticamente Ativa, %) em diferentes classes de intensidade, medidas na estação seca e na chuvosa, em uma floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> (sub-bosque sob o dossel e clareira), em uma floresta mista adjacente (fechada e aberta) e em uma área aberta (pleno sol) no lado de fora das florestas, Nova Xavantina-MT.....	128
Figura 7.5 – Tipos de plântulas: (A) – <i>Cheiloclinium cognatum</i> , esc. 1:1,1 (PHR= fanerocotiledonar-hipógeo-reserva); (B) – <i>Vitex panshiniana</i> , esc. 1:1,2 (PEF= fanerocotiledonar-epígeo-foliáceo); (C) – <i>Copaifera langsdorffii</i> , esc. 1:1,2 (PER= fanerocotiledonar-epígeo-reserva); (D) - <i>Tetragastris altissima</i> , esc. 1:1,4 (PER); (E) – <i>Brosimum rubescens</i> , esc. 1:1,5 (CHR= criptocotiledonar-hipógeo-reserva) e (F) – <i>Buchenavia capitata</i> , esc. 1:1,1 (PEF).....	130
Figura 7.6 – Tipos de plântulas: (A) – <i>Virola sebifera</i> , esc. 1:1,1 (CER= criptocotiledonar-epígeo-reserva); (B) – <i>Pouteria</i> sp., esc. 1:1,2 (PHR= fanerocotiledonar-hipógeo-reserva); (C) – <i>Cordia sellowiana</i> , esc. 1:1,1 (PEF= fanerocotiledonar-epígeo-foliáceo); (D) – <i>Mouriri apiranga</i> , esc. 1:1,2 (CHR= criptocotiledonar-hipógeo-reserva).....	131
Figura 7.7 – Tipos de plântulas associados à forma de vida das espécies lenhosas da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> (Mo) e da floresta mista adjacente (Mi), Nova Xavantina-MT. NI= não identificado.....	134
Figura 7.8 – Tipos de plântulas associados à síndrome de dispersão das espécies lenhosas da floresta monodominante de <i>B. rubescens</i> (Mo) e da floresta mista adjacente (Mi), Nova Xavantina-MT. NI= não identificado.....	134
Figura 7.9 – Distribuição dos tipos de plântulas pelas espécies amostradas em diferentes florestas tropicais. Monodominante e Mista: presente estudo, México: 210 espécies (Ibarra-Manríquez <i>et al.</i> (2001), Porto Rico: 160 espécies (Duke 1965), Panamá: 205 espécies (Garwood 1996), Gabão: 210 espécies (Miquel 1987) e Indonésia: 150 espécies (de Vogel 1980).....	135
Figura 7.10 – Distribuição da precipitação e da produção estimada de serapilheira ao longo de 12 meses na floresta monodominante (Mono R= monodominante rica, com > 7 indivíduos adultos de <i>B. rubescens</i> /100m ² e Mono P= monodominante pobre, com < 3 ind. <i>B. rubescens</i> /100m ²) e na floresta mista adjacente (Mista).....	136

CAPÍTULO 8

- Figura 8.1 – Efeito dos níveis de sombreamento sobre a produção de biomassa seca total em diferentes idades de plântulas de *Brosimum rubescens* (273 dias= 9 meses, 397= 13 meses, 506= 17 meses e 640= 21 meses). Símbolos seguidos da mesma letra representam que as médias não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo Teste de Tukey..... 159
- Figura 8.2 – Gráficos *Box-Plot* representando as médias, medianas (ponto onde ocorre o estreitamento do *Box*) e os limites do intervalo de confiança da área foliar específica (AFE, cm^2g^{-1}) em diferentes idades de plântulas de *Brosimum rubescens* submetidas a diferentes níveis de sombreamento em viveiro..... 162
- Figura 8.3 – Efeito dos níveis de sombreamento sobre a taxa de crescimento relativo (biomassa total) em diferentes idades de plântulas de *Brosimum rubescens* em viveiro..... 163
- Figura 8.4 – Mudanças na taxa de crescimento relativo ($\text{gg}^{-1}\text{d}^{-1}$) em relação aos níveis de sombreamento em três idades distintas de plântulas de *Brosimum rubescens* em viveiro..... 165
- Figura 8.5 - Resposta de assimilação de CO_2 (Fotossíntese, $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$) sob diferentes níveis de irradiação luminosa na faixa fotossinteticamente ativa (DFF, $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$) em folhas de plântulas de *Brosimum rubescens* sob 0%, 30% e 90% de sombreamento, em viveiro..... 166
- Figura 8.6 - Efeito do sombreamento (sob o dossel e clareira) sobre o crescimento das plântulas (alturas e diâmetros) de *Brosimum rubescens* na floresta monodominante em um período de dois anos..... 167
- ## CAPÍTULO 9
- Figura 9.1 – Queda de sementes ($\text{n}^\circ \text{sem./m}^2$ e biomassa g/m^2) dispersas pelo vento e por outros meios (não-vento) e precipitação (mm), de agosto de 2003 a julho de 2004, na floresta monodominante de *B. rubescens* (Mono P = Monodominante Pobre e Mono R = Monodominante Rica) e na floresta mista adjacente (Mista), Nova Xavantina-MT..... 182
- Figura 9.2 - Fenologia da queda de sementes das principais espécies da floresta monodominante de *B. rubescens* (Mono P = Monodominante Pobre e Mono R = Monodominante Rica) e da floresta mista adjacente (Mista) nos diferentes períodos de coleta em Nova Xavantina-MT..... 184
- ## CAPÍTULO 10
- Figura 10.1 – Micrografias da morfologia da associação com micorrizas em espécies da floresta monodominante de *Brosimum rubescens*; **a**: *B. rubescens* (adulto, \varnothing hifa= 0,005mm, objetiva 40x); **b**: *Amaioua intermedia* (plântula, \varnothing hifa= 0,005mm, objetiva 20x); **c**: *Cheiloclinium cognatum* (plântula, \varnothing hifa= 0,0025mm, \varnothing esporo= 0,025mm, objetiva 40x), **d**: *B. rubescens* (plântula, \varnothing dos esporos= 0,011 a 0,018mm, objetiva 100x); **e**: *Protium pilosissimum* (plântula, \varnothing hifa= 0,005mm, \varnothing arbúsculo= 0,04mm, objetiva 20x); **f**: *B. rubescens* (plântula, \varnothing das vesículas= 0,01 a 0,075mm, objetiva 20x)..... 194
- Figura 10.2 - Micrografias da morfologia da associação com micorrizas em espécies da floresta mista adjacente à floresta monodominante de *Brosimum rubescens*; **a**: *Protium pilosissimum* (plântula, \varnothing hifa= 0,0025mm, objetiva 20x); **b**: *B. rubescens* (plântula, \varnothing hifa= 0,05mm, objetiva 20x)..... 195

RESUMO

Manchas de floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae) ocorrem dentre várias fisionomias de cerrado e de floresta que formam o mosaico vegetacional do Vale do Araguaia na zona de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica. Analisou-se a dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta monodominante de *B. rubescens* no município de Nova Xavantina-MT (14°50'47''S e 52°08'37''W), entre 1996 a 2004. Foram comparadas a estrutura, composição florística, características ambientais e processos biológicos (solos, nutrientes foliares, luz, serapilheira, tipos funcionais de plântulas, herbivoria e chuva de sementes) da floresta monodominante com uma floresta mista adjacente, procurando-se elucidar alguns fatores que podem estar envolvidos na monodominância de *B. rubescens*. Também foram avaliados a ocorrência de micorrizas e os efeitos alelopáticos em algumas espécies. Em 1996 foram estabelecidas 60 parcelas de 10x10m na floresta monodominante, onde foram amostrados os indivíduos lenhosos com diâmetro à altura do peito ≥ 5 cm. Em 2001 e em 2004 efetuou-se novo levantamento da vegetação. Na floresta mista foi estabelecido o mesmo número de parcelas e o inventário da vegetação foi efetuado em 2004. Na floresta monodominante foram demarcadas sub-parcelas onde foi efetuado o levantamento da regeneração natural em 1997 e em 2002. Foram coletadas e analisadas amostras de solos e folhas das principais espécies. O crescimento e a repartição de biomassa das plântulas de *B. rubescens* foram avaliados sob diferentes níveis de sombreamento, em viveiro e na floresta. Os melhores resultados de crescimento em viveiro ocorreram sob condições intermediárias de sombreamento, sendo esta uma espécie com características heliófilas, mas que tolera ambientes sombreados. As florestas diferiram em termos de diversidade de espécies (monodominante= 43 espécies e mista= 84) e estrutura (área basal da mono= 36,7 m²/ha e mista= 23,8 m²/ha). Cerca de 81% das espécies da floresta monodominante ocorreram na mista, conferindo elevada similaridade florística entre elas. As principais espécies da floresta monodominante apresentaram flutuações nos parâmetros estruturais no decorrer de oito anos e *B. rubescens* apresentou redução na densidade e aumento na dominância, correspondendo a um processo de maturação da população. O padrão unimodal de distribuição de diâmetros desta espécie confere vantagens para o manejo sustentado. *B. rubescens* apresentou produção maciça de

sementes no auge da estação seca, um padrão episódico na regeneração natural, plasticidade com relação às diferentes condições de luminosidade e formação de um banco de plântulas, fatores que podem estar contribuindo com a manutenção da monodominância. Fatores bióticos relativos à herbivoria, alelopatia e associação com micorrizas parecem não estar relacionados com a monodominância de *B. rubescens*. Os solos são distróficos, ácidos, álicos e diferiam entre as florestas estudadas, exceto para P e K. A floresta mista apresentou maiores níveis de Ca e Mg. Os elevados níveis de Fe e a alta relação Mg/Ca no solo da floresta monodominante, bem como a elevada concentração de Mn nas folhas de *B. rubescens* ($448,5\text{mg.kg}^{-1}$), com possível reflexo na serapilheira, podem ser fatores que contribuem com a monodominância desta espécie.

Palavras-chave: Cerrado, Amazônia, diversidade, dinâmica, monodominante, herbivoria, chuva de sementes, luz, floresta.

ABSTRACT

Patches of a monodominant *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae) forest occur amongst various savanna and forest phytophysiognomies forming the vegetation mosaic at the Araguaia Valley in the Cerrado/Amazonia transition zone. The dynamics of a monodominant *Brosimum rubescens* forest in Nova Xavantina-MT (14°50'47''S and 52°08'37''W) municipality was studied between 1996 to 2004. Forest structure, floristic composition, environmental characteristics and biological processes (soils, foliar nutrients, light, litter, seedlings functional types, herbivory and seed rain) were studied in the monodominant forest and in a nearby mixed forest and compared to discover the factors determining the monodominance. Mycorrhizal infection and allelopathy were checked in some species. Sixty (10x10m) plots were established in 1996 at the monodominant forest where all woody individuals from DBH \geq 5cm were measured. New measurements were taken in 2001 and in 2004. A similar sampling design was conducted in 2004 at a nearby mixed forest. Natural regeneration was measured in subplots in 1997 and 2002 at the monodominant forest. Soil samples and leaves from the main species were collected for laboratorial analyses. Growth and biomass partitioning were assessed under different shade levels in a nursery and under the forest. The best growth performances were found under intermediate shading conditions suggesting that *B. rubescens* is a light demanding species but is plastic and the seedlings survive under shade forming a seedling bank. The monodominant and the mixed forest were different in richness (monodominant= 43 species and mixed= 84), diversity and structure (monodominant basal area= 36.7 m².ha⁻¹ and mixed= 23.8 m².ha⁻¹). Floristic similarity was high with 81% of the monodominant forest species occurring in the mixed forest. The structure of main species populations at the monodominant forest fluctuated over the eight-year period with *B. rubescens* showing a reduction of the density but increasing in basal area suggesting a maturing population. *B. rubescens* presented a massive seed production in the dry season, an episodic pattern of natural regeneration and a plasticity regarding light conditions allowing the formation of a persistent seedling bank, features that may favour the monodominance. Biotic factors related to herbivory, allelopathy and mycorrhiza seem unrelated to the monodominance. Soils were dystrophic, acidic with high aluminum content and differed between forests

except for P and K. The mixed forest was richer in Ca and Mg. The high content of Fe and the high Mg/Ca ratio in the soils of the monodominant forest plus the large *B. rubescens* foliar concentration of Mn ($448,5\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) that may influence the litter, can also contribute for the monodominance.

Keywords: Cerrado, Amazonia, diversity, growth, dynamics, monodominant, herbivory, seed rain, light, forest.

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 INTRODUÇÃO

As primeiras discussões a respeito de florestas tropicais que apresentam padrão estrutural anômalo, onde o dossel é dominado por somente uma espécie de árvore, ocorreram no começo da década de 1950 (Richards 1996). O termo “monodominante” foi utilizado e difundido por Hart *et al.* (1989), que enfatizaram o fato dessas florestas apresentarem mais de 50% do número de indivíduos da comunidade pertencentes a uma única espécie. De acordo com Connel & Lowman (1989), além do número de indivíduos, a área basal, biomassa ou cobertura do dossel, também podem ser utilizadas como medidas de dominância das florestas monodominantes.

As florestas tropicais monodominantes têm sido registradas na África, Ásia, América e Oceania (Whitmore 1984, Hart *et al.* 1989, Read *et al.* 1995, Nascimento *et al.* 1997, Marimon *et al.* 2001a, b, entre outros). Em geral, ocorrem adjacentes a florestas mistas, que apresentam maior diversidade de espécies (Hart *et al.* 1989, Martijena & Bullock (1994), Nascimento *et al.* 1997, Read *et al.* 2000). A comparação dessas duas formações florestais tem contribuído para a compreensão dos mecanismos envolvidos na manutenção da elevada diversidade na maioria das florestas tropicais (Janzen 1977, Connell 1978, Read *et al.* 2000).

No Brasil, foram caracterizadas florestas tropicais monodominantes que se encontram condicionadas às inundações periódicas, como ocorre com os Cambarazais no pantanal mato-grossense (Nascimento & José 1986, Nascimento & Cunha 1989). A primeira floresta monodominante que ocorre sobre solos bem drenados estudada foi a floresta de *Peltogyne gracilipes*, na Ilha de Maracá, em Roraima (Nascimento 1994). Nascimento *et al.* (1997) compararam uma floresta de elevada dominância de *Peltogyne* com uma de baixa dominância com outra sem a ocorrência desta espécie monodominante. Os autores observaram que em todas as florestas estudadas os solos apresentaram características similares, à exceção do Mg, cujos teores foram maiores na floresta monodominante. Nascimento & Proctor (1997a, 2001) não foram conclusivos em relação à contribuição das características do solo na dominância de *Peltogyne*, mas enfatizaram que fatores bióticos, como menor predação de sementes e herbivoria, poderiam estar entre os principais mecanismos para a manutenção da dominância desta espécie.

Na África, Hart *et al.* (1989) compararam diversas características de uma floresta monodominante de *Gilbertiodendron dewevrei* com uma floresta mista adjacente. Os solos sob ambas foram similares, sendo que a floresta mista apresentou maior diversidade de espécies e a monodominante um dossel mais homogêneo. Os autores sugeriram que existem alguns mecanismos para explicar a justaposição destas florestas, dentre os quais estariam as diferenças no substrato (não confirmada), a sucessão (monodominância temporária), a predação de sementes e a herbivoria (menor na espécie monodominante) e o regime de distúrbios (floresta mista com maior abertura do dossel). Anos mais tarde, nas mesmas áreas, Torti *et al.* (2001) observaram que o sub-bosque da floresta monodominante era mais sombreado, apresentava maior produção de serapilheira e menor taxa de decomposição, fatores que determinariam a manutenção da monodominância de *G. dewevrei*. Os autores concluíram que não há um mecanismo único atuando na formação e manutenção desta floresta monodominante e sim diversos fatores atuando em conjunto.

Baseando-se nos trabalhos conduzidos por Hart *et al.* (1989), Nascimento (1994), Nascimento & Proctor (1996, 1997a, 2001), Nascimento *et al.* (1997) e Torti *et al.* (2001), a maioria dos elementos avaliados por estes autores, como responsáveis pela manutenção e formação de florestas monodominantes, também foi considerada no presente estudo. Uma vez que as florestas monodominantes não estão uniformemente distribuídas em todas as regiões tropicais, é de se esperar que as características que conduzem à monodominância não sejam as mesmas em todas as florestas. Torti *et al.* (2001) propuseram uma série de características necessárias para que uma floresta fosse considerada monodominante, como dossel espesso e uniforme, tolerância à sombra, frutificação maciça, camada espessa de serapilheira, sementes grandes, ectomicorrizas, entre outros. O que se pode observar é que nem todas as florestas monodominantes apresentam todas estas características (como foi o caso do presente estudo) e possivelmente novas características irão surgir à medida que os estudos neste tipo de floresta se intensifiquem.

Vários estudos de longo prazo têm sido desenvolvidos em florestas tropicais, incluindo informações sobre o crescimento, recrutamento e mortalidade da comunidade e suas populações (Manokaran & Kochummen 1987, Felfili 1995a, Pinto 2002, Laurance *et al.* 2004). Entretanto, poucos estudos de dinâmica têm sido realizados em florestas tropicais monodominantes (Nascimento 1994, Nascimento & Proctor 1997a), mesmo porque essas formações são incomuns nos trópicos. Além de contribuir de forma ampla para a compreensão dos processos ecológicos e evolutivos, estudos sobre a dinâmica de

populações de espécies arbóreas são decisivos para garantir o sucesso no manejo de uma floresta tropical (Hubbell & Foster 1986, Korning & Balslev 1994, Sáenz *et al.* 1999).

A floresta de *Brosimum rubescens* foi citada pela primeira vez por Felfili *et al.* (1986, 1998), quando efetuaram um inventário florestal exploratório no município de Nova Xavantina-MT e descreveram a ocorrência de uma “mata seca com fisionomia homogênea”, onde os indivíduos de *B. rubescens* predominavam amplamente sobre os indivíduos das demais espécies. Os referidos autores também salientaram a importância econômica da espécie, regionalmente denominada Pau-Brasil, cujo cerne era utilizado na fabricação de pilares, mourões e móveis.

As manchas de floresta monodominante de *B. rubescens*, cuja ocorrência restringe-se à zona de ecótono entre a Floresta Amazônica e o Cerrado (Marimon 1998), foram incluídas entre as áreas prioritárias para a conservação e consideradas como de importância biológica extremamente alta (MMA 2002). Nos últimos anos vêm sendo intensamente exploradas por fazendeiros e madeireiros e, se o impacto exploratório mantiver o ritmo atual, em pouco tempo esta rara e interessante fitofisionomia poderá estar extinta. O interesse econômico sobre a madeira de *B. rubescens* intensifica ainda mais a pressão sobre estas florestas, tornando urgente estudos que visem o seu manejo sustentável. Shirota *et al.* (1997) registraram que o extrato alcoólico do cerne de *B. rubescens* apresenta uma efetiva atividade inibidora do complexo receptor-DHT, responsável por doenças como câncer de próstata, hipertrofia prostática, hirsutismo, entre outras.

Posteriormente ao trabalho desenvolvido por Felfili *et al.* (1986, 1998), Marimon (1998) efetuou um estudo em duas manchas de floresta monodominante de *B. rubescens*, amostrando uma área de 0,6 ha em cada e considerando os indivíduos lenhosos com DAP \geq 5cm. Na Fazenda Eldorado em Nova Xavantina-MT, Marimon *et al.* (2001a) registraram um índice de diversidade de Shannon (H') de 2,37nats/ind., área basal de 37,46m²/ha (71% pertencente a *B. rubescens*). Na Reserva Indígena Areões em Água Boa-MT, Marimon *et al.* (2001b) registraram um H' de 3,12nats/ind. e área basal de 24,73m²/ha (59% pertencente a *B. rubescens*).

Os solos das duas áreas (Fazenda e Reserva) foram distróficos, ácidos, álicos e com elevada relação Mg/Ca. A distribuição dos diâmetros de ambas as florestas foi desbalanceada (Marimon & Felfili 2000). Marimon *et al.* (2001a, b) mencionaram que a ocorrência de poucos indivíduos jovens de *B. rubescens* (acima de 2m), a formação de um banco de plântulas no sub-bosque e a aparente exigência por luz para o crescimento das plântulas poderiam sugerir que a espécie dependeria de eventos de abertura de clareiras

para manter sua dominância. Marimon & Felfili (1999, 2001) também compararam estas florestas quanto ao uso pela comunidade indígena Xavante e a não-Xavante, observando que os índios Xavante apresentam uma forte ligação com a biodiversidade desta floresta, utilizando suas espécies direta e indiretamente. O cerne de *B. rubescens*, por exemplo, é usado para confeccionar armas (bordunas), os frutos são consumidos como alimento e a floresta como um todo é área estratégica para caça. Os não-Xavante não apresentaram uso indireto das espécies e manifestaram apenas interesse comercial pela madeira, em especial *B. rubescens*, que é utilizado principalmente na confecção de mourões de cerca.

A ocorrência da floresta monodominante de *B. rubescens* no bioma Cerrado e da floresta de *Peltogyne gracilipes* na Amazônia (Nascimento *et al.* 1997) são, sem dúvida, exceções à regra e desvendar plenamente os mecanismos que atuaram e atuam no estabelecimento e manutenção destas florestas é um desafio de longo prazo. A floresta de *Gilbertiodendron dewevrei* é a floresta monodominante mais estudada até hoje e, apesar disso, cerca de 50 anos separam os primeiros estudos dos atuais, sem que tenham sido desvendados todos os seus segredos (Connel & Lowman 1989, Hart *et al.* 1989, Hart 1990, 1995, Torti *et al.* 2001).

Considerando-se que os levantamentos realizados na floresta monodominante de *B. rubescens* na Fazenda Eldorado e na Reserva Indígena Areões foram de curto prazo, estudos mais aprofundados são indispensáveis para testar as premissas levantadas. Com o intuito de dar continuidade àqueles trabalhos, o presente estudo procurou gerar informações para avaliar a compreensão dos processos que determinam a dinâmica desta floresta e alguns mecanismos envolvidos na manutenção de sua monodominância. Uma possível interação de mecanismos ecológicos pode ser a chave para a compreensão desta aparentemente simples, mas efetivamente complexa comunidade.

1.2 OBJETIVOS

No presente estudo procurou-se compreender algumas causas da monodominância de *Brosimum rubescens* e fornecer informações que possam subsidiar futuras iniciativas de manejo desta floresta por meio do alcance dos seguintes objetivos específicos:

- 1) Comparar a estrutura, a composição florística, a regeneração e o ambiente físico de uma floresta monodominante de *B. rubescens* e uma floresta mista adjacente;

- 2) Analisar a dinâmica dos indivíduos adultos e da regeneração da comunidade e das principais espécies da floresta monodominante de *B. rubescens*;
- 3) Analisar a relação de fatores abióticos (solos, nutrição, serapilheira e luz) e bióticos (chuva de sementes, herbivoria, associação com micorrizas e alelopatia) com a estrutura e dinâmica da floresta monodominante e da floresta mista e com a manutenção da monodominância de *B. rubescens*.

Neste contexto, pretendeu-se responder às seguintes perguntas:

- 1) Qual é a taxa de crescimento, recrutamento e mortalidade da comunidade monodominante e suas espécies?
- 2) A comunidade e as respectivas populações de espécies lenhosas estão conseguindo se regenerar?
- 3) A floresta está sofrendo mudanças em sua composição florística e estrutura com o passar dos anos?
- 4) As características biológicas e o ambiente físico da floresta monodominante são similares aos da floresta mista adjacente?
- 5) A espécie monodominante necessita de clareiras para garantir o rápido crescimento de suas plântulas?
- 6) A produção maciça de sementes, em períodos críticos do ano, representa uma vantagem para a manutenção da dominância de *B. rubescens*?
- 7) A monodominância de *B. rubescens* está relacionada com a “hipótese de associação com ectomicorrizas”, proposta por Connell & Lowman (1989)?
- 8) A espécie monodominante sofre menores danos foliares causados por herbívoros e/ou patógenos?
- 9) A espécie monodominante apresenta efeitos alelopáticos sobre outras espécies?

A questão nº 1 foi analisada no capítulo 4, as questões 2 e 3 foram abordadas no capítulo 5, a nº 4 englobou uma série de fatores e foi examinada nos capítulos 6 e 7. O capítulo 8 procurou englobar a questão nº 5, a questão nº 6 foi examinada no capítulo 9, as perguntas nº 7 e 9 nos capítulos 10 e 12, respectivamente e o capítulo 11, procurou responder à questão nº 8.

CAPÍTULO 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 FLORESTAS TROPICAIS MONODOMINANTES

As florestas tropicais monodominantes representam um dos mais intrigantes enigmas da ecologia dos trópicos, visto que fogem do padrão de elevada biodiversidade normalmente esperado para estas regiões (Schluter & Ricklefs 1993). Mais de 50% do número de indivíduos ou da área basal das árvores que ocupam o dossel nas florestas monodominantes pertencem a uma única espécie e, em geral, diferem florística e estruturalmente daquelas com elevada biodiversidade (Connell & Lowman 1989, Hart *et al.* 1989, Hart 1990).

O interesse dos cientistas em buscar explicações para os mecanismos envolvidos na elevada diversidade de espécies nas regiões tropicais fez com que, na maioria das vezes, as florestas monodominantes fossem ignoradas (Mac Arthur 1970, Connell 1978). Contudo, os estudos nestas florestas têm sido intensificados nas últimas décadas (Connell & Lowman 1989, Hart *et al.* 1989, Hart 1990, Nascimento *et al.* 1997, Marimon *et al.* 2001a, b).

Vários trabalhos procuraram desvendar as causas e os mecanismos da monodominância em algumas florestas tropicais (Connell & Lowman 1989, Hart *et al.* 1989, Read *et al.* 1995, Isaacs *et al.* 1996, Nascimento *et al.* 1997, Nascimento & Proctor 1997a, b, Read *et al.* 2000, Marimon *et al.* 2001a, b, Torti *et al.* 2001, Green & Newbery 2002, Henkel 2003, Newbery *et al.* 2004). Diversos fatores bióticos e abióticos têm sido mencionados como responsáveis pela formação e manutenção das florestas monodominantes.

A monodominância foi atribuída a diferenças no solo ou a fases sucessionais, sendo que a dominância por espécies iniciais seria caracterizada pela ocorrência de sementes de fácil dispersão e taxas de crescimento rápido e as sucessionais tardias por espécies de crescimento lento, resistentes à sombra e ciclo de vida longo (Connell & Lowman 1989, Hart 1990). Richards (1996) observou que as espécies dominantes toleram melhor os solos desfavoráveis do que outras espécies que coexistem e Connell *et al.* (1984) e Hart *et al.* (1989) sugeriram que as florestas monodominantes não apresentariam os “mecanismos

compensatórios” que interferem no recrutamento, crescimento e mortalidade das plantas, favorecendo determinadas espécies em detrimento de outras.

Outras explicações incluem reduzida predação de sementes e herbivoria da espécie monodominante (Hart *et al.* 1989, Gross *et al.* 2000, Nascimento & Proctor 2001), provavelmente relacionada à saciedade do predador (Burkey 1994, Hart 1995). Fatores ligados à alelopatia (Hart 1990) e associações com ectomicorrizas (Connell & Lowman 1989, Green & Newbery 2001, Henkel 2003) também são relacionadas à manutenção de florestas monodominantes.

Torti *et al.* (2001) observaram que não há apenas um mecanismo responsável pela monodominância das espécies em florestas tropicais monodominantes, e sim um conjunto de características que devem atuar e se inter-relacionar nos estágios de plântulas e adultos para resultar em um padrão monodominante. Henkel (2003), verificou que a história de vida de uma espécie, associada a uma frutificação maciça, tolerância à sombra e uma associação com ectomicorrizas, podem promover a monodominância de *Dicymbe corymbosa* na Guiana.

Connell & Lowman (1989) descreveram dois tipos de florestas monodominantes:

Tipo I - A regeneração natural da espécie dominante se estabelece e sobrevive sob o dossel fechado ou em pequenas clareiras. Neste caso, a espécie é um competidor eficiente com relação às interferências e exploração dos recursos e, uma vez estabelecida, persiste além de uma geração.

Tipo II - As plântulas da espécie dominante não se estabelecem e não sobrevivem sob o dossel fechado ou em pequenas clareiras, o recrutamento é deficiente e a dominância é apenas temporária, não ultrapassando uma geração.

Hart (1990) também aceitou mecanismos similares para explicar a manutenção da dominância de uma única espécie. Mas, mas para esta autora, o fator principal estaria relacionado aos distúrbios que estas florestas sofrem. Neste caso, o Tipo I ocorre quando os distúrbios são ocasionais e leves e o Tipo II quando estes são frequentes e intensos. Read *et al.* (1995) verificaram que o solo sob uma floresta monodominante era similar ao solo sob florestas mistas, sendo que este aspecto, somado às evidências de uma regeneração episódica, sugere que a monodominância estaria mais diretamente relacionada ao regime de distúrbios que a floresta sofre do que às suas características ambientais.

Na Ilha de Maracá, em Roraima, uma floresta monodominante de *Peltogyne gracilipes* foi estudada por Nascimento (1994), Nascimento *et al.* (1997), Nascimento & Proctor (1997a, b, 2001) e por Villela & Proctor (1999). Os autores compararam três

porções de floresta monodominante e não-monodominante e verificaram que diversos mecanismos bióticos e abióticos podem estar envolvidos na manutenção da monodominância desta espécie.

A floresta monodominante de *Brosimum rubescens* do presente estudo foi mencionada pela primeira vez por Felfili *et al.* (1986, 1998), que descreveram sua florística e estrutura, assim como outras fitofisionomias que ocorrem nas proximidades, tal como mata de transição, mata de galeria pantanosa e cerrado *sensu stricto* (*s.s.*), caracterizando o mosaico de vegetação que ocorre na região. Esta mancha de floresta monodominante está localizada no município de Nova Xavantina-MT, Fazenda Vera Cruz (antiga Faz. Eldorado) (14°50'47"S e 52°08'37"W) e abrange aproximadamente 5.000 hectares (Marimon 1998). Grande parte desta área foi explorada para extração de madeira, porém a porção selecionada para o presente estudo encontra-se em uma reserva legal.

Marimon & Felfili (1997) e Marimon *et al.* (2001a) observaram que *Brosimum rubescens*, sozinho, representou 85,5% dos indivíduos com DAP (diâmetro ao nível do peito) \geq 30cm com uma distribuição de diâmetros desbalanceada, sugerindo que o estabelecimento desta espécie seria episódico. Os autores mencionaram que o elevado número de plântulas (altura < 1m) e o reduzido número de indivíduos jovens (altura > 1m e DAP < 5cm) sugeria que a luz condiciona seu desenvolvimento e recomendaram estudos mais detalhados nesse sentido.

2.1.2 CARACTERÍSTICAS FLORÍSTICAS E ESTRUTURAIS DE ALGUMAS FLORESTAS MONODOMINANTES

2.1.2.1 Paleotrópicos e Oceania

- Floresta de *Gilbertiodendron dewevrei*

A floresta monodominante de *Gilbertiodendron dewevrei* (Caesalpiniaceae) ocorre na região sul da Nigéria e a leste de Camarões, cruzando toda a zona de floresta na República Centro Africana, Gabão e Congo (Hart 1995). O dossel da floresta é homogêneo, formado por copas profundas e estreitas. A área basal total média desta floresta (DAP > 10cm) foi de 34m²/ha e a dominância da espécie atingiu quase 90% de

todos os indivíduos nas maiores classes de diâmetro. A espécie apresentou associação com ectomicorrizas, frutificação maciça e sementes grandes (Hart *et al.* 1989, Torti *et al.* 2001).

Torti *et al.* (2001) observaram que a monodominância de *G. dewevrei* seria o resultado de características dos indivíduos adultos que modificariam o ambiente do sub-bosque, dificultando a regeneração de outras espécies (sombreamento acentuado). Além disso, os autores sugeriram que a espessa camada de serapilheira produzida pela espécie monodominante inibiria o estabelecimento de espécies com sementes pequenas. Além do mais, sua lenta decomposição causaria uma menor disponibilidade de nitrogênio. Neste caso, as plântulas de *G. dewevrei* apresentariam vantagens sobre as demais espécies, pois seriam capazes de atravessar a barreira física imposta pela serapilheira e crescer bem sob condições de recursos limitados, como a baixa taxa de retorno de nitrogênio.

Grime (1977) e Chapin (1980), observaram que espécies que toleram melhor condições de estresse apresentariam certas características fisiológicas, tais como crescimento lento, tolerância à sombra, folhas fibrosas, duras e com elevada longevidade. Tais características seriam benéficas para espécies monodominantes, pois reduziriam as exigências nutricionais, representando uma vantagem em ambientes com recursos limitados.

- Floresta de *Microberlinia bisulcata*

Na floresta atlântica da costa oeste da África Central a espécie *Microberlinia bisulcata* (Fabaceae) forma manchas de floresta monodominante de poucos hectares a alguns km² de área (Green & Newbery 2001). A espécie apresenta associação com ectomicorrizas (Newbery *et al.* 1988), dispersão pobre das sementes, resposta de crescimento de plântulas fortemente positiva em relação à luz e uma regeneração escassa sob a copa dos indivíduos adultos (Newbery *et al.* 2004). A floresta ocorre sobre solos arenosos, ácidos e com reduzida disponibilidade de fósforo (Newbery *et al.* 1988). A espécie é decídua, pode alcançar diâmetros de 2,85cm, representar cerca de 60% de todas as árvores da comunidade e atingir alturas de até 45m (Newbery *et al.* 2004).

Green & Newbery (2002) observaram que esta espécie apresenta períodos de frutificação maciça e que a escassez da regeneração não seria limitada pelo suprimento de sementes e plântulas, mas sim por fatores atuando no estágio de estabelecimento das plântulas.

- Florestas de *Nothofagus*

Estas florestas monodominantes, dominadas por *Nothofagus aequilateralis*, *N. discoidea*, *N. balansae* ou *N. codonandra*, da família Fagaceae, em geral ocorrem ao lado de extensas áreas com florestas mistas na Nova Guiné e na Austrália (Read *et al.* 1995). As porções dominadas pelas diferentes espécies de *Nothofagus* apresentam área basal de 43,1 a 69,6m²/ha (Read *et al.* 2000).

Os estudos de Read *et al.* (1995) sugeriram que algumas porções dominadas por *Nothofagus* encontram-se em um estágio inicial, com potencial de reposição por espécies da floresta mista adjacente. Os autores observaram que episódios de maior regeneração seguidos por períodos de pouca regeneração costumam ocorrer nestas florestas.

Na região da Nova Caledônia, as florestas de *Nothofagus* são restritas a solos ultramáficos, ocorrendo dentro ou adjacente a extensas áreas de florestas mistas, também sobre solos ultramáficos. Embora haja indícios do papel dos distúrbios no estabelecimento e persistência destas florestas, ainda não está claro quais outros fatores influenciam sua distribuição em relação às florestas mistas (Read *et al.* 1995, 2000).

2.1.2.2 Neotrópicos

- Floresta de *Celaenodendron mexicanum*

De acordo com Martijena & Bullock (1994), esta floresta é caracterizada pela ocorrência de *Celaenodendron mexicanum* (Euphorbiaceae) em manchas encontradas apenas na região de Mazatlán, na costa do Pacífico no México. As manchas desta floresta diferem das florestas mistas por apresentarem um sub-bosque aberto. As folhas da espécie monodominante apresentam uma decomposição muito lenta e uma espessa camada de serapilheira que persiste durante todo o ano. As raízes formam associações com micorrizas vesicular-arbuscular e a dominância da espécie é maior nas classes de diâmetro maiores. As características estruturais desta floresta monodominante foram similares às da floresta mista adjacente, mas floristicamente diferiram entre si.

- Floresta de *Dicymbe corymbosa*

Manchas de floresta monodominante de *Dicymbe corymbosa* (Caesalpinaceae) ocorrem nas montanhas Pakaraima, na região oeste das Guianas (Isaacs *et al.* 1996). Esta espécie alcança níveis de dominância bastante elevados e apresenta características que podem contribuir com sua dominância, como a frutificação em massa e a associação com ectomicorrizas (Richards 1996).

Henkel (2003) observou que 63 a 85% do total da área basal registrada em cinco áreas estudadas pertenciam a *D. corymbosa*. O autor observou que a densidade de plântulas da espécie monodominante foi significativamente maior do que a de outras espécies, indicando ser uma monodominância persistente e sugeriu que as características da história de vida (frutificação maciça, raízes abundantemente ramificadas e associação com micorrizas) desta espécie podem contribuir para a formação da floresta monodominante.

- Floresta de *Peltogyne gracilipes*

A floresta dominada por *Peltogyne gracilipes* (Caesalpinaceae) ocorre na Ilha de Maracá, no estado de Roraima (Nascimento *et al.* 1997, Milliken & Ratter 1998). Nascimento (1994) comparou a estrutura, composição florística e o solo desta floresta com outras florestas com pouca ou nenhuma ocorrência da espécie monodominante. Além disso, o autor efetuou estudos de dinâmica das populações e herbivoria e avaliou a ocorrência de ectomicorrizas e alelopatia. Nascimento *et al.* (1997) verificaram que *P. gracilipes* representava 20% de todos os indivíduos da floresta e 53% da área basal total das árvores com DAP \geq 10cm e 91% dos indivíduos e 97% da área basal das árvores com DAP \geq 50cm. O solo sob a floresta monodominante apresentou maior concentração de magnésio e relação Mg/Ca quando comparado com o de outras florestas da região.

Nascimento & Proctor (1996) observaram que o ataque de formigas-cortadeiras pode comprometer o recrutamento de *P. gracilipes* e Nascimento & Proctor (1994) registraram um desfolhamento maciço da espécie nas áreas onde esta era monodominante. Nascimento & Proctor (2001) sugeriram que *P. gracilipes* poderia ser dominante, em parte, devido ao escape da herbivoria nos estágios iniciais de sua vida. Outros fatores que também podem estar relacionados com a monodominância desta espécie são os reduzidos níveis de predação de sementes, dispersão deficiente, tolerância à sombra e reduzida

mortalidade de plântulas (Nascimento 1994, Nascimento & Proctor 1997a). Nascimento (1994) não encontrou associações com ectomicorrizas para esta espécie e também não registrou efeitos alelopáticos resultantes de bioensaios utilizando folhas, serapilheira e sementes germinando de *P. gracilipes*.

Estudando as mesmas porções de floresta consideradas por Nascimento *et al.* (1997), Villela & Proctor (1999) verificaram que a produção anual de serapilheira foi similar entre as florestas, mas a queda de serapilheira na floresta monodominante diferenciou-se por sua sazonalidade, ocasionada pelas folhas de *Peltogyne gracilipes* e por maiores concentrações de Ca e Mg.

2.2 CAUSAS E MECANISMOS DA MONODOMINÂNCIA EM FLORESTAS TROPICAIS

De acordo com Torti *et al.* (2001), não há apenas um mecanismo ecológico responsável pela monodominância e sim diversas características atuando em conjunto. Os autores acreditam que, em maior ou menor grau, estas características tendem a se repetir entre as florestas monodominantes.

Analisando-se as características de diferentes florestas monodominantes neo e paleotropicalis e associando-as àquelas sugeridas por Torti *et al.* (2001), é possível identificar uma tendência de padrões que parece se repetir em diversas florestas monodominantes. Dentre as características propostas, destacam-se: dossel profundo e elevado índice de área foliar que criam um ambiente muito sombreado e limitante para as outras espécies (Beard 1946, Torti *et al.* 1997); dossel uniforme que diminui os efeitos destrutivos de ventanias e tempestades, resultando em clareiras menores (Hart *et al.* 1989); serapilheira foliar que se acumularia e criaria uma barreira física para o estabelecimento de outras espécies (Davis & Richards 1934, Torti *et al.* 2001); lenta decomposição das folhas da serapilheira e redução na taxa de retorno dos nutrientes (Martijena & Bullock 1994, Torti *et al.* 2001).

Aos aspectos acima mencionados, somam-se ainda: frutificação maciça que pode conduzir à saciedade do predador e aumentar as chances de sobrevivência dos descendentes (Nascimento & Proctor 1996, Henkel 2003); dispersão deficiente das sementes que promoveria a agregação dos indivíduos (Beard 1946, Henkel 2003); associação das raízes com ectomicorrizas que aumentaria a possibilidade de captação de nutrientes, decomposição da serapilheira e proteção das raízes (Newbery *et al.* 1988, Torti

& Coley 1999, Henkel 2003); plântulas tolerantes à sombra que seriam capazes de sobreviver durante muito tempo até o momento da formação de uma clareira (Hart 1995, Nascimento & Proctor 1997a, Torti *et al.* 2001); sementes grandes que permitiriam melhor desempenho para germinar sob uma espessa camada de serapilheira e sobrevivência das plântulas sob elevados níveis de sombreamento (Beard 1946, Hart *et al.* 1989, Torti *et al.* 1989) e reduzidas predação de sementes e herbivoria (Beard 1946, Nascimento & Proctor 2001).

Connell & Lowman (1989) estão entre os primeiros que propuseram alguns mecanismos que poderiam conduzir à redução na diversidade das espécies do dossel em florestas tropicais. Os autores sugeriram que existem dois grupos distintos de espécies dominantes: aquelas que persistem além de uma geração e aquelas que não persistem. No primeiro caso, as plântulas da espécie dominante conseguiriam se estabelecer e sobreviver sob o dossel fechado ou em pequenas clareiras. Em tal situação, a espécie dominante seria a mais abundante e a primeira a colonizar uma eventual área aberta ou então invadiria uma floresta gradativamente, sendo beneficiada por características competitivas superiores. No segundo caso, quando uma espécie dominante não persiste além de uma geração, ocorre a invasão súbita de uma área aberta (grandes clareiras) e a espécie não persiste, pois suas plântulas não conseguem se estabelecer sob o dossel (sombra). Os indivíduos pioneiros geralmente pertencem a uma única espécie, pois há um estreito espaço de tempo disponível para a invasão antes do fechamento do dossel e são poucas as espécies de árvores adaptadas para tolerar tais condições extremas.

2.3 FLORESTAS MISTAS DO BRASIL CENTRAL E DA AMAZÔNIA

A vegetação da região do presente estudo foi estudada por Ratter *et al.* (1973), que identificaram e descreveram sete diferentes fitofisionomias: floresta de galeria pantanosa, floresta de vale, floresta seca, carrasco, floresta decidual, cerradão e cerrado, localizadas em uma área de 20km² (hoje município de Ribeirão Cascalheira) e nas proximidades da cidade de Nova Xavantina.

Eiten (1975) estudou a vegetação da Serra do Roncador, na porção leste do estado de Mato grosso e, além de fisionomias savânicas, descreveu a ocorrência de floresta mesófila como sendo uma transição entre o cerrado e a floresta amazônica. Ratter *et al.* (1978) estudaram uma floresta estacional do tipo amazônica, sobre solos bem drenados,

cerca de 250km ao norte da área do presente estudo, e observaram que as espécies daquela floresta apresentam centro de distribuição na *Hiléia*, mas se estendem até outros tipos de vegetação.

Na região leste de Mato Grosso, Marimon & Lima (2001) identificaram e descreveram a ocorrência de oito fitofisionomias diferentes, dentre elas, mata inundável, cerradão, caapão e babaçual. Na Reserva Municipal “Parque do Bacaba” em Nova Xavantina, Marimon *et al.* (2002) estudaram a composição florística e a estrutura de uma floresta de galeria e nas proximidades da área amostrada no presente estudo Felfili *et al.* (1998) identificaram e descreveram a composição florística e a distribuição diamétrica de uma mata de galeria pantanosa, uma mata seca e uma mata de transição, enfatizando o mosaico vegetacional característico da região.

O estado de Mato Grosso apresenta extensas porções cobertas por áreas de tensão ecológica, principalmente entre os paralelos 10°S e 15°S. Na região do presente estudo ocorre o contato Savana/Floresta Estacional (IBGE 1993), caracterizando-se como uma zona de ecótono entre o Cerrado e a Floresta Amazônica.

Baseando-se no contexto considerado no presente estudo, segundo o qual uma floresta mista apresenta elevada diversidade de espécies, praticamente todos os tipos e fitofisionomias florestais que ocorrem no bioma Cerrado e na Amazônia enquadram-se neste padrão.

A riqueza de espécies arbóreas na Amazônia pode apresentar desde 87 espécies/hectare (Pires 1957) até 300 esp./ha (Oliveira & Mori 1999) para árvores com $DAP \geq 10\text{cm}$. Ivanauskas *et al.* (2004) efetuaram um levantamento em diferentes florestas (ciliar e de interflúvio) na Bacia do Rio Xingú, amostrando 1ha em cada e considerando os indivíduos lenhosos com $DAP \geq 10\text{cm}$. Os autores registraram entre 19 e $24\text{m}^2/\text{ha}$ de área basal e diversidade alfa de 2,91 a 3,50nats/ind. (índice de Shannon) e beta de 3,62 a 3,86, o que não seria comum em florestas amazônicas, sugerindo que isto acontece devido à baixa precipitação e elevada sazonalidade, típicas daquela região de ecótono.

Na região central do Brasil, Oliveira-Filho & Ratter (1995) observaram que as florestas tendem a ocorrer em todos os habitats onde fatores ambientais permitem seu estabelecimento e crescimento. Os autores observaram que na região nordeste de Mato Grosso ocorre um interessante padrão florístico conectando florestas de galeria, cerradões distróficos e florestas transicionais (mata secas). Ratter *et al.* (1973, 1978) sugeriram que a floresta amazônica estaria, atualmente, em expansão na região leste de Mato Grosso.

As florestas mistas mais estudadas na região central do Brasil são as florestas de galeria. Felfili (1994) estudou 3,02ha de uma floresta de galeria em Brasília-DF e amostrou os indivíduos com CAP (circunferência ao nível do peito) ≥ 31 cm. A autora registrou uma elevada diversidade de espécies (índice de Shannon, $H' = 3,84$ nats/ind., total de 87 espécies) e dominância de aproximadamente $30\text{m}^2/\text{ha}$, onde as 10 espécies mais importantes representaram quase 50% da densidade e área basal. Felfili (1997a) observou que nesta floresta a distribuição dos diâmetros seguiu o modelo do J-reverso, típico de comunidades que estão se auto-regenerando.

Silva-Júnior (1999), utilizando o método de quadrantes, amostrou árvores com $\text{DAP} \geq 5$ cm na floresta de galeria de um córrego no Distrito Federal. A diversidade de espécies (H') foi de 3,83nats/ind., a dominância foi de $44,8\text{m}^2/\text{ha}$ e as 10 espécies de maior IVI (índice de valor de importância) representaram 49% deste total; a distribuição dos diâmetros apresentou o padrão da curva do J-reverso.

Pinto & Oliveira-Filho (1999), trabalhando em 1,08ha de floresta de vale em Mato Grosso ($\text{DAP} \geq 15$ cm), identificaram 148 espécies ($H' = 4,34$ nats/ind.) e uma elevada heterogeneidade ambiental. Os autores também observaram que a distribuição dos diâmetros seguiu o padrão típico de florestas tropicais heterogêneas, o exponencial negativo (ou J-reverso).

Na comunidade arbórea de um remanescente de floresta estacional decidual em Monte Alegre-GO, Nascimento *et al.* (2004) encontraram 52 espécies arbóreas com $\text{DAP} \geq 5$ cm, dominância absoluta de $19,37\text{m}^2/\text{ha}$ e distribuição diamétrica tendendo ao J-reverso. Também em uma floresta estacional decidual, no Vale do Paranã-GO, Scariot & Sevilha (2000) registraram, para um $\text{DAP} \geq 5$ cm, riqueza arbórea de 44 a 48 espécies ($H' = 2,98$ a $3,03$ nats/ind.) e dominância de 23,1 a $24,5\text{m}^2/\text{ha}$.

Diante dos exemplos abordados, verificou-se que o padrão esperado em uma floresta mista, e que foi considerado no presente estudo, é de elevada riqueza e diversidade de espécies (próximo ou acima de 3,0nats/ind.) e uma distribuição de diâmetros correspondente ao J-reverso, típica de florestas tropicais heterogêneas. Além disso, de acordo com Pires & Prance (1985), espera-se que as florestas mistas apresentem dominância absoluta $\geq 24\text{m}^2/\text{ha}$.

CAPÍTULO 3. ÁREA DE ESTUDO

3.1 LOCALIZAÇÃO

O estudo foi realizado em uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, na Fazenda Vera Cruz (antiga Fazenda Eldorado), retiro Pau Brasil, localizada a 14°50'47''S e 52°08'37''W e em uma floresta mista (14°49'32''S e 52°06'20''W) adjacente à floresta monodominante, no município de Nova Xavantina-MT (Figuras 3.1 e 3.2). As áreas de amostragem, em ambas as florestas, encontravam-se distantes cerca de 800m. Os estudos foram realizados em porções preservadas de floresta, que não apresentaram vestígios de extração de madeira ou queimadas e que compõem a reserva legal da fazenda. A floresta monodominante encontra-se cerca de 45km a sudeste da cidade de Nova Xavantina e o acesso é possível pela BR-158, com 25km pavimentados e uma estrada vicinal, com 20km não pavimentados.

3.2 GEOLOGIA E SOLOS

A área estudada localiza-se na unidade geomorfológica denominada de Depressão do Araguaia e, de acordo com RADAMBRASIL (1981), esta unidade desenvolveu-se sobre uma variedade de rochas do Pré-Cambriano Indiferenciado. A marcante individualização desta unidade é caracterizada pela regularidade das cotas altimétricas entre 200 e 300m, pela magnitude da rede de drenagem (comandada pelo Rio Araguaia) e pelas feições geomorfológicas peculiares que apresenta. Limita-se a oeste com o Planalto dos Parecis, através de uma escarpa contínua e festonada, e com o Planalto dos Guimarães (em geral com um limite abrupto, com grande desnível topográfico) e a leste com a Depressão do Tocantins e com o Planalto Central Goiano. A categoria do relevo da área estudada corresponde à superfícies pediplanadas, formas de topo tabular e intensidade de aprofundamento de drenagem fraca.

De acordo com os levantamentos realizados pelo RADAMBRASIL (1981) e pelo PRODEAGRO (1995), os solos onde localiza-se a área estudada são do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, com horizonte A moderado, textura média, bem drenado e

com relevo plano. Os estudos realizados por Marimon *et al.* (2001a) demonstraram que o solo caracterizou-se pela elevada acidez e elevados níveis de Al trocável, os níveis de Ca e Mg foram baixos, os de K intermediários e as concentrações de Fe e cascalho, elevadas. Os autores observaram que o solo sob a floresta monodominante de *Brosimum rubescens* apresentou elevada razão Mg/Ca, semelhante ao que foi registrado em outras florestas tropicais monodominantes (Nascimento *et al.* 1997, Read *et al.* 1995).

3.3 CLIMA

Na área estudada predomina o tipo climático Aw, de acordo com a classificação de Köppen (Cochrane *et al.* 1985). Este clima é tropical continental sempre quente, com uma estação seca e uma chuvosa bem definidas (Camargo 1963).

De acordo com os dados obtidos entre 1990 e 2004 na Estação Meteorológica do Ministério da Agricultura, instalada na área do Campus Universitário de Nova Xavantina, distante cerca de 20km (em linha reta) da área de estudo, a temperatura média anual registrada para o período de 15 anos foi de 24,8°C, sendo as temperaturas médias mensais mínimas e máximas de 10°C e 37,4°C, respectivamente (Figura 3.3). A altitude da área estudada e do local onde está situada a estação Meteorológica é de 250m.

De acordo com os dados coletados na Estação Meteorológica do Campus Universitário (1990 a 2004), os anos de maior precipitação foram 1994 (1868mm) e 2004 (1773mm) e os de menor foram 1990 (1295mm) e 2000 (1362mm) (Figura 3.3). Nos últimos 15 anos, a média de precipitação foi de 1520,4mm.

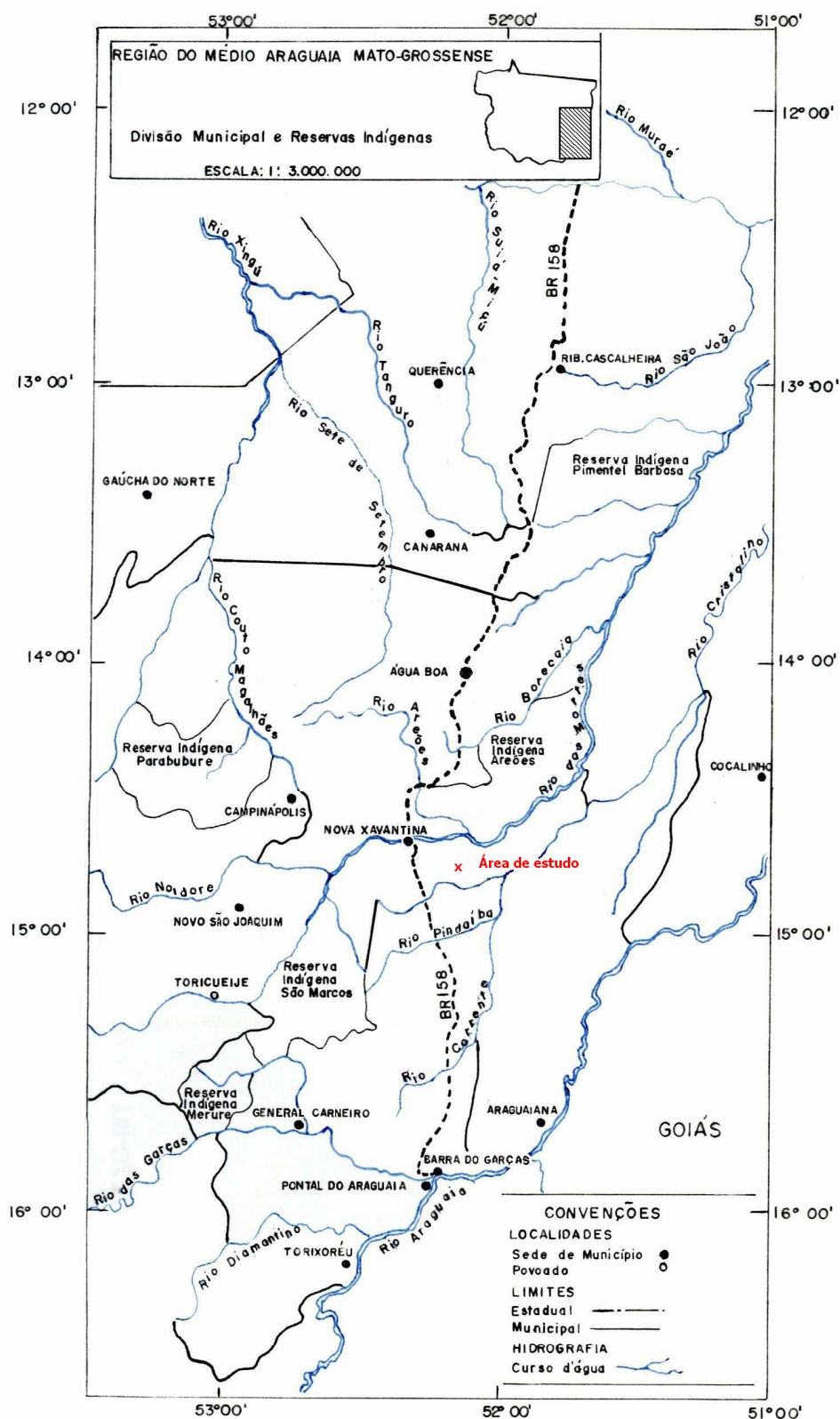


Figura 3.1 – Localização da área de estudo no município de Nova Xavantina-MT. Fonte: PRODIAT (1984).



Figura 3.2 – Composição colorida a partir da imagem de satélite (Landsat 5) abrangendo uma parte do município de Nova Xavantina-MT. Escala 1: 250.000. Fonte: Miranda & Coutinho (2004). Data da imagem: 08/06/2004.

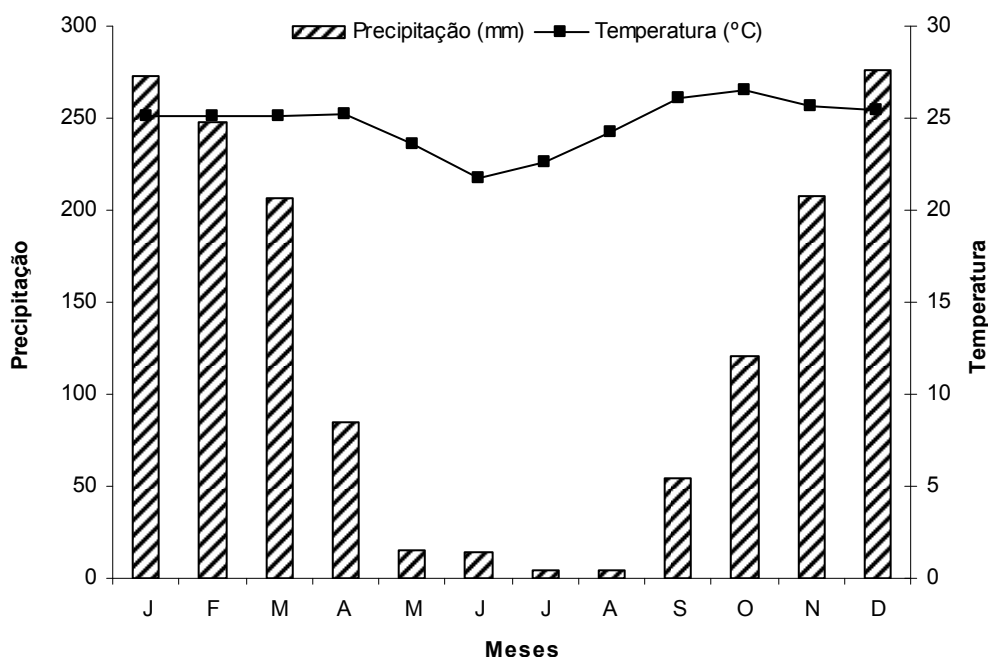


Figura 3.3 – Variação média anual da temperatura (média, °C) e precipitação pluviométrica (mm) em Nova Xavantina-MT. Médias de 15 anos, observações realizadas na Estação Meteorológica de Nova Xavantina (Ministério da Agricultura, 9º Distrito de Meteorologia) situada no Campus Universitário de Nova Xavantina distante cerca de 20 km (em linha reta) da área de estudo (floresta monodominante de *Brosimum rubescens*).

3.4 VEGETAÇÃO

A cobertura vegetal da região do Médio Araguaia Matogrossense, onde está situada a área estudada, caracteriza-se pela ocorrência de florestas de transição da Pré-Amazônia (florestas semidecíduais, aluviais e esclerófilas/cerradão) e pelo domínio de fisionomias savânicas (cerrado, campo cerrado, campo de murundu, etc.) (Ratter *et al.* 1973, PRODIAT 1984, Ivanauskas *et al.* 2004).

Baseando-se nos resultados apresentados pelo RADAMBRASIL (1981) e Veloso *et al.* (1991), a área estudada caracteriza-se como uma “Floresta Estacional Semidecidual Submontana”, com ocorrência típica em áreas de clima estacional, com formação arbórea alta (estratos bem definidos) e elevado número de espécies amazônicas. Observando-se as classes de vegetação propostas por Cochrane *et al.* (1985), para as terras baixas da zona centro-tropical da América do Sul, a área estudada pode ser classificada como “Floresta Tropical Estacional Semidecídua”. Pires (1974) denominou de “Mata Seca” as florestas

que ocorrem na porção sul da Amazônia e Eiten (1972) denominou-as de “Florestas Mesofíticas Semidecíduas”.

As bibliografias especializadas em descrever a fitofisionomia observada na área estudada (RADAMBRASIL 1981, Cochrane *et al.* 1985, Veloso *et al.* 1991) não mencionam a ocorrência de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* (Figuras 3.4 e 3.5) e a floresta mista adjacente (Figuras 3.6 e 3.7). Felfili *et al.* (1986, 1998) citaram pela primeira vez a ocorrência desta floresta monodominante e Marimon (1998) propôs a adoção de uma terminologia própria para esta formação florestal: Floresta Monodominante de *Brosimum rubescens*.

Na mesma fazenda (porção que pertenceu à Faz. Nova Viena) onde foi desenvolvido o presente estudo, Felfili *et al.* (1998) descreveram a ocorrência de diversas fitofisionomias florestais com características contrastantes, como a mata de transição e a mata de galeria pantanosa, evidenciando que diferentes tipos de florestas e formações savânicas ocorrem muito próximas em um mosaico vegetacional.



Figura 3.4 – Interior da floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, Nova Xavantina-MT. Observa-se a abundância da espécie monodominante (*B. rubescens*). No detalhe, armadilha de coleta de sementes e serapilheira. Fotografia tirada na estação seca (Julho/2004).



Figura 3.5 - Detalhe da floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, Nova Xavantina-MT. Observa-se a altura das árvores em relação ao veículo (Toyota Bandeirante).



Figura 3.6 - Detalhe da floresta mista adjacente à floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, Nova Xavantina-MT.



Figura 3.7 – Interior da floresta mista adjacente à floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, Nova Xavantina-MT.

CAPÍTULO 4. CRESCIMENTO, RECRUTAMENTO E MORTALIDADE DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE *BROSIMUM RUBESCENS* TAUB. EM UM PERÍODO DE OITO ANOS (1996 A 2004).

4.1 INTRODUÇÃO

Conhecer a dinâmica de uma comunidade florestal é extremamente importante, principalmente se considerarmos que a comunidade sofre mudanças contínuas ao longo do tempo, tanto em relação aos indivíduos quanto às populações, mesmo quando ela é considerada estável devido ao balanço entre crescimento, recrutamento e mortalidade (Felfili 1995a).

Estudos relacionados à dinâmica de florestas tropicais em geral baseiam-se em inventários realizados em dois momentos distintos. Como foi salientado por Felfili (1995a), levantamentos em parcelas permanentes, realizados tanto com intervalos curtos quanto longos, são indispensáveis para que se possam compreender os processos de mudança pelos quais a comunidade passa. Além das mudanças relacionadas ao crescimento das espécies (Spathelf & Durlo 2001), informações sobre a mortalidade e o recrutamento também são importantes para compreender a dinâmica de uma comunidade florestal (Swaine *et al.* 1987b, Korning & Balslev 1994, Silva *et al.* 2002). A morte de uma árvore interfere nas condições micro-ambientais e na taxa de crescimento das árvores vizinhas, além de aumentar ou diminuir a possibilidade de morte de outras (Swaine *et al.* 1987b). Diferenças na taxa de mortalidade entre as espécies também são consideradas elementos-chave nos atributos da história de vida que influenciam na composição, estrutura e sustentabilidade de uma floresta (Lieberman & Lieberman 1987, Harcombe 1987, Lorimer *et al.* 2001).

Para propor o manejo sustentável de uma floresta, além das taxas de crescimento do tronco, o conhecimento da longevidade das espécies com potencial econômico é essencial (Korning & Balslev 1994). Entretanto, isto não é uma tarefa fácil, pois a grande maioria das espécies de árvores tropicais não forma anéis de crescimento anual no caule. Assim, as estimativas de idade têm sido baseadas indiretamente a partir de medições geradas em dois momentos diferentes (Lieberman & Lieberman 1985, Laurance *et al.* 2004).

Florestas monodominantes têm sido estudadas em diferentes países (Connell & Lowman 1989, Martijena & Bullock 1994, Hart 1995, Nascimento *et al.* 1997, Marimon *et*

al. 2001a e b). Entretanto, estudos de dinâmica nestas florestas ainda são escassos. Newbery *et al.* (2004) fizeram algumas inferências sobre o papel de eventos extremos múltiplos na determinação da dinâmica da população de uma espécie monodominante na África. No Brasil, Nascimento & Proctor (1997a) estudaram a dinâmica das populações de cinco espécies arbóreas na Amazônia, incluindo *Peltogyne gracilipes*, a espécie cuja dominância parece estar relacionada à reduzida taxa de mortalidade pós-germinação e a uma regeneração intensa e com grande habilidade de persistir no sub-bosque. Nascimento (1994) analisou a taxa de mortalidade e a meia-vida de indivíduos adultos de *P. gracilipes* e outras espécies associadas, para um período de dois anos e meio. Entretanto, estudos detalhados, de longo prazo, sobre a dinâmica de florestas monodominantes ainda não estão disponíveis.

Na região de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia, *Brosimum rubescens* pode formar extensas porções de floresta monodominante, com registros de áreas com até 5.000 hectares (Marimon 1998). A espécie apresenta elevado interesse para a exploração econômica de sua madeira e também para uso ritual do povo indígena Xavante (Marimon & Felfili 2001). *B. rubescens* apresenta cerne e alburno bem distintos, mas com módulos de elasticidade similares. Dentre as 21 espécies amazônicas avaliadas por Rocha *et al.* (1988), *B. rubescens* esteve entre aquelas com maiores valores de módulo de elasticidade (kg.cm^{-2}), módulo de ruptura (kg.cm^{-2}) e densidade básica (g.cm^{-3}). Ensaio realizado por Rocha *et al.* (1988) e IBAMA (1997) confirmaram que a madeira de *B. rubescens* é dura e bastante resistente, registrando resultados para a densidade do cerne entre 0,8 e $1,24\text{g.cm}^{-3}$.

Partindo-se da premissa de que a floresta monodominante de *Brosimum rubescens* e suas principais espécies sofrem mudanças na estrutura e variações na dinâmica ao longo dos anos, o objetivo do presente estudo foi avaliar diferentes parâmetros de dinâmica, baseando-se em um contínuo monitoramento realizado em parcelas permanentes. Os resultados embasarão iniciativas futuras de manejo e conservação desta floresta.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido na floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, localizada na Fazenda Vera Cruz (antiga Faz. Eldorado), retiro Pau-Brasil, município de Nova Xavantina-MT (14°50'47"S e 52°08'37"W). Informações detalhadas sobre o clima, solos, estrutura e composição florística desta floresta estão disponíveis em Marimon *et al.* (2001a) e nos capítulos 3 e 5 da presente tese.

Além dos levantamentos efetuados em uma porção natural da floresta monodominante, mantida como reserva legal (cerca de 300 hectares), também foram feitos levantamentos em uma porção de floresta monodominante (cerca de 1km distante da área natural) que foi explorada economicamente entre 1994 e 1995 com o corte seletivo de indivíduos adultos de *B. rubescens*. Assim, a partir do corte e retirada das árvores maiores, $DAP \geq 45\text{cm}$, a área sofreu um forte desbaste, permanecendo apenas algumas dezenas de indivíduos de *B. rubescens* no local. A partir de uma análise visual, observou-se que a vegetação do sub-bosque sofreu forte impacto com a queda e manuseio das árvores que foram retiradas para fins comerciais. Atualmente a área caracteriza-se pela ocorrência esparsa de indivíduos adultos ($DAP \geq 20\text{cm}$) de *B. rubescens*, algumas poucas arvoretas típicas de sub-bosque e poucos indivíduos adultos de outras espécies. Apesar do impacto sofrido com a retirada de árvores de *B. rubescens*, os indivíduos remanescentes apresentam aspecto saudável.

4.2.2 Inventários

Em julho de 1996 foram estabelecidas 60 parcelas permanentes e contíguas de 10x10m em um gradil de 40x150m na reserva legal da floresta monodominante de *B. rubescens* com garantias, por parte do proprietário, de que não seria desmatada. A amostragem da vegetação foi sistemática, seguindo o método descrito por Philip (1994). Todos os indivíduos com $DAP \geq 5\text{cm}$ foram numerados e marcados com placas metálicas, medidos (altura total e DAP) e identificados (espécie ou morfo-espécie). Foram efetuadas coletas botânicas e o material está depositado no Herbário NX, do Campus Universitário

de Nova Xavantina e no Herbário UB, da Universidade de Brasília. A nomenclatura das famílias seguiu o sistema proposto por Cronquist (1988).

Os diâmetros foram medidos com uma fita diamétrica e as alturas até 15m com uma régua telescópica. Indivíduos maiores do que 15m foram medidos com um hipsômetro de Haga. Para cada indivíduo foram anotadas as respectivas coordenadas X e Y para identificar sua exata posição na parcela. No inventário de 1996 foram marcados e medidos 636 indivíduos na floresta monodominante da reserva legal (área natural).

Em julho de 2001 e em julho de 2004, nessas mesmas parcelas, foram marcados e medidos os recrutas que alcançaram o DAP mínimo de inclusão e remedidos os indivíduos previamente marcados. Em 2001 foram 644 indivíduos e em 2004 foram medidos 662 indivíduos.

Em julho de 2001, na porção de floresta monodominante onde ocorreu a retirada de madeira (desbaste) em 1994/1995, foram escolhidos aleatoriamente 20 indivíduos adultos (DAP \geq 20cm) de *B. rubescens*, os quais foram marcados e medidos o DAP e a altura total. Em julho de 2004 os indivíduos marcados e medidos em 2001 foram remedidos.

4.2.3 Parâmetros de Dinâmica

O incremento médio anual em diâmetro (IMA), expresso em cm.ano^{-1} , foi calculado através da diferença do diâmetro na segunda e primeira medições dividido pelo tempo transcorrido em anos. Foi determinada uma média do IMA para toda a comunidade em cada período de amostragem (1996 a 2001, 2001 a 2004 e 1996 a 2004) e para as principais espécies que apresentaram, no mínimo, 10 indivíduos em 1996. Além do IMA da comunidade e das principais espécies, também foram determinados o coeficiente de variação e a mediana dos incrementos para cada período de amostragem. Os indivíduos de *B. rubescens* amostrados na área desbastada tiveram o respectivo IMA calculado para o período de 2001 a 2004 e comparados com o IMA da floresta natural pelo Teste de Mann-Whitney, do mesmo período e intervalo de diâmetros.

A taxa de mortalidade média anual, o recrutamento e o acréscimo em área basal foram calculados através do modelo logarítmico utilizado por Swaine & Lieberman (1987) e Lieberman & Lieberman (1987), cuja fórmula é:

$$m(r) = (100 \cdot (\ln(n_o) - \ln(n_i))) / t$$

onde, m é a taxa de mortalidade média anual ($m > 0$) ou taxa de recrutamento ($r < 0$), n_0 é o número de indivíduos na primeira medição, n_i o número de indivíduos sobreviventes na segunda medição (no caso de recrutamento, é o número de sobreviventes somado ao número de recrutas) e t é o número de anos entre as duas medições. A taxa de acréscimo foi calculada baseando-se na área basal dos recrutas somada ao crescimento em área basal dos sobreviventes. De acordo com Swaine & Lieberman (1987), o modelo logarítmico é mais apropriado do que o aritmético, pois considera que a proporção de mortes, em um intervalo de tempo, é constante e independente do tempo entre os censos.

A partir da taxa de mortalidade e da taxa de recrutamento médio anual foram calculadas as respectivas meia-vida e o tempo de duplicação. A meia-vida ($t_{1/2}$) representa o número de anos necessários para que uma população ou comunidade seja reduzida em 50% a partir da presente taxa de mortalidade, sendo que, quanto maior a taxa de mortalidade, menor será $t_{1/2}$. A fórmula utilizada, segundo Swaine & Lieberman (1987), foi:

$$t_{1/2} = (\ln(0,5))/(0,01.m)$$

O tempo de duplicação (t_2) representa o número de anos necessário para duplicar o tamanho de uma população ou comunidade a partir da presente taxa de recrutamento. Quanto maior o recrutamento menor o t_2 . A fórmula utilizada foi:

$$t_2 = (\ln(2))/(0,01.r)$$

De acordo com o proposto por Korning & Balslev (1994), a estabilidade foi calculada a partir da diferença entre o tempo de duplicação e a meia-vida; quanto mais próximo de zero mais estável seria a comunidade. A rotatividade foi calculada pela média entre $t_{1/2}$ e t_2 e quanto menor, mais dinâmica é a comunidade. Segundo Oliveira-Filho *et al.* (1997), a média anual da taxa de rotatividade foi calculada a partir da média entre as taxas de recrutamento e mortalidade. Neste caso, quanto maior a taxa de rotatividade, maiores as taxas de mortalidade e/ou recrutamento e menor a rotatividade. A rotatividade e a estabilidade foram expressas em anos e a taxa de rotatividade em %ano⁻¹.

Para cada classe de diâmetro da comunidade e das principais espécies foram calculados o IMA e a taxa de mortalidade. Para a comunidade, os valores médios de cada classe foram calculados tendo no mínimo dez indivíduos e para as populações, tendo no

mínimo três indivíduos por classe. Os parâmetros de dinâmica foram comparados entre os períodos de amostragem (1996 a 2001, 2001 a 2004 e 1996 a 2004).

Utilizando-se a correlação de Pearson e o teste de probabilidade de Bonferroni, foram comparadas a mortalidade x densidade e a mortalidade x área basal. Os incrementos de 1996 a 2001, 2001 a 2004 e 1996 a 2004 foram comparados entre si através do teste de Kolmogorov-Smirnov. Os IMAs das classes de diâmetro registrados entre 1996 e 2004 foram comparados através do teste de Kruskal-Wallis. Para os cálculos foi utilizado o *Software* SYSTAT 7.0.

Os cálculos utilizados para inferir a idade das principais espécies ($n > 10$) foram baseados no incremento médio anual e foram aplicados dois métodos distintos. O primeiro, de acordo com o que foi descrito por Martinez-Ramos & Alvarez-Buylla (1998), é um método indireto que utiliza indicadores de tamanho e a relação entre o crescimento e o tempo. O método incorpora uma técnica probabilística (utiliza as taxas de crescimento individuais nos cálculos) para superar as limitações que envolvem um método determinístico (não avaliar as variações entre os indivíduos). Neste caso, para cada espécie, os dados do IMA foram calculados para cada classe de diâmetro. O número de anos necessário para o indivíduo crescer do limite inferior até o limite superior de cada intervalo de classe foi então estimado dividindo-se o intervalo de classe do DAP pelo incremento médio anual correspondente. Assim, para determinar a longevidade, as idades calculadas para cada classe foram sequencialmente acumuladas. De acordo com os autores acima citados, ao considerar-se as idades relativas a cada classe de diâmetro é possível abranger todas as condições de crescimento de uma espécie (jovem até senil) e fazer uma estimativa mais segura da idade.

O segundo método baseou-se no que foi descrito por Laurance *et al.* (2004) e as idades das espécies foram calculadas da seguinte maneira: para cada indivíduo foi determinado o incremento médio anual e, em seguida, para cada espécie, foram geradas três estimativas de crescimento baseadas respectivamente na mediana, no quartil superior e no decil superior do IMA de cada população. Baseando-se nestes valores, foram geradas três estimativas de longevidade para cada espécie dividindo-se o maior valor de diâmetro encontrado na população pelos respectivos mediana, quartil superior e decil superior. Por último, a partir destes três valores (idades) foi determinado um valor médio fornecendo uma estimativa de longevidade para cada espécie. O uso destes parâmetros para estimar a idade reflete um consenso de que os indivíduos maiores em uma população adquirem taxas de crescimento acima da média quando encontram melhores condições de crescimento

e/ou sendo competidores mais eficientes. Neste caso, se considerarmos apenas o crescimento mínimo e mediano, a longevidade seria super-estimada (Martinez-Ramos & Alvarez-Buylla 1998, Laurance *et al.* 2004).

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Incremento

Considerando-se todas as espécies e indivíduos no período de oito anos (1996 a 2004), o incremento médio anual da comunidade foi de 0,17 cm.ano⁻¹. A diferença entre o incremento médio registrado no período de oito anos e aquele encontrado no intervalo de cinco anos (1996 a 2001) foi pequena (-0,01 cm.ano⁻¹) e a diferença entre o período de três anos (2001 a 2004) foi maior (+0,03 cm.ano⁻¹). Entre os períodos sucessivos de cinco e três anos, o IMA sofreu um decréscimo de 0,04 cm.ano⁻¹ e o valores das medianas nos três períodos foram praticamente os mesmos. A variação entre os incrementos calculados em cada período foi elevada, variando de 115 a 143% (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 – Incremento médio anual de diâmetro, mediana e coeficiente de variação para a floresta monodominante de *Brosimum rubescens* nos períodos de 1996 a 2001, 2001 a 2004 e 1996 a 2004, Nova Xavantina-MT.

	Períodos		
	1996-2001	2001-2004	1996-2004
Média (cm)	0,18	0,14	0,17
Mediana (cm)	0,10	0,10	0,11
Coeficiente de variação (%)	143,30	121,40	115,10

O incremento médio anual da comunidade aumentou com o aumento das classes de diâmetro até 35cm de DAP, após o qual houve um decréscimo nas taxas de crescimento. No período de 1996 a 2004 o incremento esteve correlacionado positivamente com o diâmetro dos indivíduos ($r= 0,392$, $P<0,001$).

A variabilidade do IMA observada em cada classe de diâmetro foi elevada, sendo menor (CV= 68%) na classe de 20,1 a 25cm e maior (CV= 129%) na classe de 35,1 a 40cm. Apesar do elevado número de indivíduos que representaram a primeira classe (5 a 10cm, N=210), a variabilidade foi elevada (CV=103%). Todas as classes, com exceção

daquela que compreende os indivíduos de 20,1 a 25cm, apresentaram incremento mínimo absoluto igual a zero. O incremento máximo variou entre as classes, sendo 0,97 cm.ano⁻¹ na primeira e cerca de 0,5 cm.ano⁻¹ nas classes entre 10,1 e 25cm. Os maiores valores de incremento máximo foram registrados nas classes de 25,1 a 30cm (1,11 cm.ano⁻¹) e 30,1 a 35cm (2,04 cm.ano⁻¹) e o menor valor de incremento máximo apareceu na última classe (0,34 cm.ano⁻¹).

Os incrementos registrados para os períodos de 2001 a 2004 foram inferiores aos valores observados entre 1996 a 2001 e 1996 a 2004, com exceção das classes maiores do que 35cm. Por outro lado, os incrementos do período de 1996 a 2001 estiveram ligeiramente acima dos valores registrados para o período de oito anos (1996 a 2004) (Figura 4.1). Verificou-se uma diferença significativa entre as classes de diâmetro do período de 1996 a 2004 (Kruskal-Wallis, H= 14,25, P=0,027), sendo que a classe de 30,1 a 35cm diferiu significativamente das demais. Os incrementos registrados nos períodos de 1996 a 2001 e entre 2001 a 2004 diferiram significativamente entre si (teste de Kolmogorov-Smirnov, P< 0,01).

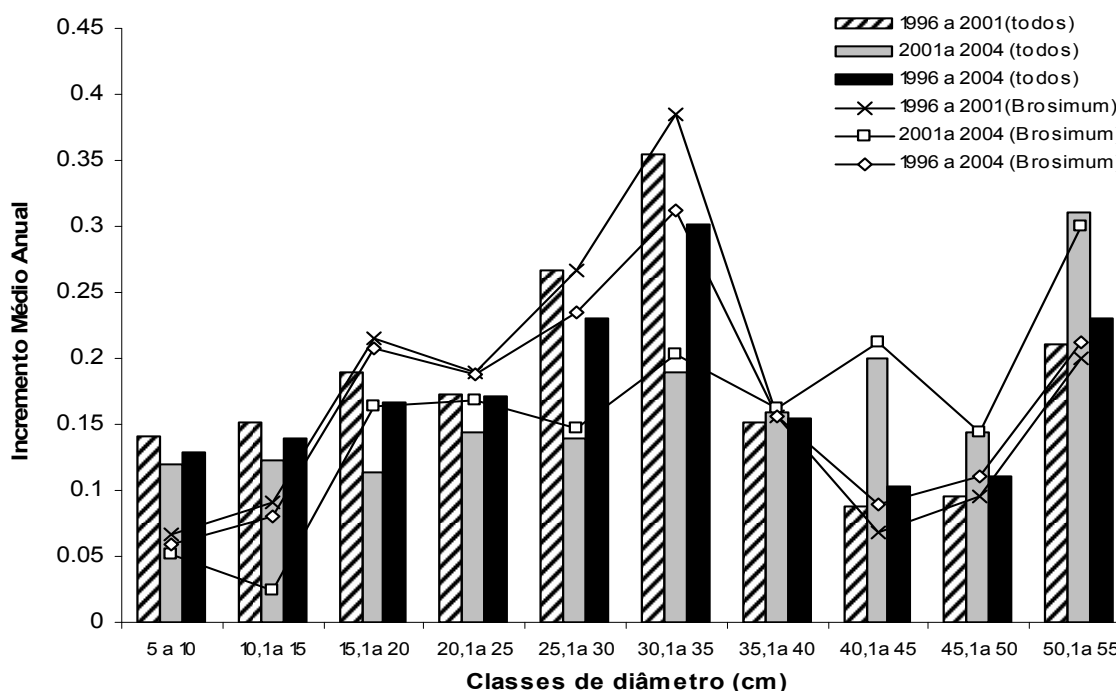


Figura 4.1 – Incremento médio anual, por classes de diâmetro, em diferentes períodos de amostragem (1996, 2001 e 2004) na floresta monodominante de *Brosimum rubescens* e incremento desta espécie na comunidade por períodos e por classes de diâmetro, Nova Xavantina-MT.

O incremento médio anual das espécies amostradas na floresta, por período, foi discriminado na Tabela 4.2. A maioria dos indivíduos está concentrada em poucas espécies, onde somente sete apresentaram 10 ou mais indivíduos. As variações entre os valores do incremento de cada espécie foram elevadas (CV de 70 a 153%). Dentre as 40 espécies avaliadas no período de 1996 a 2001, 35% apresentaram o IMA acima do valor médio da comunidade ($0,17 \text{ cm.ano}^{-1}$). No período de 2001 a 2004 foram cerca de 27% e entre 1996 a 2004 foram 30% das espécies que apresentaram o IMA acima da média. Algumas espécies que alcançaram os maiores diâmetros na comunidade, como *Brosimum rubescens*, *Sacoglottis guianensis* e *Hymenaea courbaril*, também apresentaram elevados valores de IMA. Entretanto, outras espécies com elevados diâmetros apresentaram incrementos abaixo da média da floresta, como *Tetragastris altissima*. O maior valor absoluto de crescimento registrado foi $0,81 \text{ cm.ano}^{-1}$ para *Nectandra cuspidata*, uma espécie pioneira cujo diâmetro máximo alcançado na área foi de 22cm.

Analisando-se algumas espécies raras (1 ou 2 indivíduos) verificou-se que *Siparuna guianensis* e *Xylopia sericea* apresentaram crescimento muito menor no primeiro período de amostragem (1996 a 2001) quando comparado com o segundo (2001 a 2004), podendo indicar que após um período de pouco crescimento a árvore volta a crescer, caso encontre condições favoráveis. O contrário foi registrado para *Erythroxylum squamatum* e *Minquartia guianensis*.

Tabela 4.2 – Incremento médio anual de diâmetro (IMA, cm) e coeficiente de variação (CV, %) por espécie na floresta monodominante de *Brosimum rubescens* nos períodos de 1996 a 2001, 2001 a 2004 e 1996 a 2004, Nova Xavantina-MT. Espécies listadas em ordem decrescente do número de indivíduos (N) vivos entre 1996 e 2001. O CV foi calculado para as espécies representadas por, no mínimo, dez indivíduos. (*)= lianas.

Espécies	Famílias	1996 a 2001			2001 a 2004		1996 a 2004	
		N	IMA	CV	IMA	CV	IMA	CV
<i>Brosimum rubescens</i>	Moraceae	222	0,22	153	0,16	111	0,20	121
<i>Amaioua intermedia</i>	Rubiaceae	83	0,12	92	0,06	99	0,11	73
<i>Cheilochlinium cognatum</i>	Hippocrateaceae	58	0,15	148	0,08	107	0,13	112
<i>Protium pilosissimum</i>	Burseraceae	46	0,13	83	0,13	95	0,12	70
<i>Tetragastris altissima</i>	Burseraceae	37	0,13	95	0,13	95	0,13	72
<i>Heteropterys eglandulosa*</i>	Malpighiaceae	26	0,19	124	0,12	112	0,18	91
<i>Anthodon decussatum*</i>	Hippocrateaceae	12	0,14	131	0,09	119	0,13	108
<i>Arrabidaea sp.*</i>	Bignoniaceae	7	0,18	-	0,27	-	0,21	-
<i>Myrciaria floribunda</i>	Myrtaceae	7	0,15	-	0,09	-	0,12	-
<i>Ephedranthus parviflorus</i>	Annonaceae	5	0,15	-	0,18	-	0,16	-
<i>Nectandra cuspidata</i>	Lauraceae	5	0,48	-	0,64	-	0,81	-
<i>Nectandra hihua</i>	Lauraceae	5	0,43	-	0,55	-	0,56	-
<i>Inga heterophylla</i>	Mimosaceae	3	0,36	-	0,14	-	0,28	-
<i>Miconia holosericea</i>	Melastomataceae	3	0,20	-	0,23	-	0,22	-

Continuação...								
<i>Aspidosperma discolor</i>	Apocynaceae	2	0,18	-	0,33	-	0,24	-
<i>Caraipa</i> sp.	Clusiaceae	2	0,01	-	0	-	0,01	-
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i>	Euphorbiaceae	2	0,02	-	0	-	0,01	-
<i>Hippocratea volubilis</i> *	Hippocrateaceae	2	0,14	-	0,13	-	0,14	-
<i>Hymenaea courbaril</i>	Caesalpiniaceae	2	0,20	-	0,57	-	0,46	-
<i>Micropholis venulosa</i>	Sapotaceae	2	0,11	-	0,03	-	0,08	-
<i>Mouriri apiranga</i>	Memecylaceae	2	0,05	-	0	-	0,03	-
<i>Sloanea sinemariensis</i>	Elaeocarpaceae	2	0,14	-	0,24	-	0,19	-
<i>Unonopsis lindmanii</i>	Annonaceae	2	0,18	-	0,12	-	0,16	-
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Caesalpiniaceae	1	0	-	0	-	0,10	-
<i>Casearia arborea</i>	Flacourtiaceae	1	0,24	-	0,33	-	0,27	-
<i>Coccoloba glaziovii</i> *	Polygonaceae	1	0,12	-	-	-	-	-
<i>Duguetia marcgraviana</i>	Annonaceae	1	0,08	-	0,07	-	0,07	-
<i>Erythroxylum squamatum</i>	Erythroxylaceae	1	0,16	-	0	-	0,10	-
<i>Forsteronia</i> sp.*	Apocynaceae	1	0,22	-	0,10	-	0,17	-
<i>Hirtella gracilipes</i>	Chrysobalanaceae	1	0,10	-	0,03	-	0,09	-
<i>Licania apetala</i>	Chrysobalanaceae	1	0,04	-	0	-	0,02	-
<i>Mabea fistulifera</i>	Euphorbiaceae	1	0,18	-	0,16	-	0,17	-
<i>Minquartia guianensis</i>	Olacaceae	1	0,24	-	0,07	-	0,17	-
<i>Odontadenia puncticulosa</i> *	Apocynaceae	1	0,12	-	0,28	-	0,17	-
<i>Ouratea</i> sp.	Ochnaceae	1	0	-	0	-	0	-
<i>Pouteria cuspidata</i>	Sapotaceae	1	0,14	-	0,17	-	0,15	-
<i>Protium unifoliolatum</i>	Burseraceae	1	0,06	-	0	-	0,04	-
<i>Sacoglottis guianensis</i>	Humiriaceae	1	0,5	-	0,06	-	0,33	-
<i>Siparuna guianensis</i>	Monimiaceae	1	0,1	-	0,20	-	0,14	-
<i>Xylopia sericea</i>	Annonaceae	1	0,04	-	0,13	-	0,07	-
<i>Andira vermifuga</i>	Fabaceae	-	-	-	0,06	-	-	-

Na Figura 4.1 para *B. rubescens* e na Figura 4.2 para as demais espécies é possível visualizar o incremento médio anual de sete espécies importantes que ocupam diferentes posições sociológicas na floresta. Em geral, o padrão de crescimento destas espécies mudou pouco com o tempo. Porém, em algumas classes de diâmetro, é possível identificar algumas diferenças caracterizadas pela passagem de indivíduos de uma classe para outra, pela mortalidade e pelo recrutamento de indivíduos. Por exemplo, em *Amaioua intermedia* e *Heteropterys eglandulosa*, os incrementos registrados entre 2001 e 2004 foram inferiores ao período anterior, 1996 a 2001, em todas as classes. Por outro lado, para *B. rubescens* os incrementos médios nas classes maiores do que 35,1cm foram todos superiores no segundo período de amostragem. De qualquer forma, quando um indivíduo passa de uma classe menor para uma maior e em seu lugar não surge outro indivíduo para preencher o espaço, a média de crescimento da classe anterior tende a sofrer uma redução.

Dentre as espécies analisadas (Figuras 4.1 e 4.2), algumas apresentaram picos de crescimento concentrados em classes de diâmetro intermediárias (*B. rubescens*, *T. altissima* e *A. intermedia*) ou nas classes extremas, como foi o caso de *H. eglandulosa* e *A.*

decussatum. A espécie *Protium pilosissimum*, que é típica do sub-bosque, apresentou em todas as classes de diâmetro crescimento inferior à média registrada na floresta. *Cheiloclinium cognatum* é típica do sub-dossel e concentrou taxas de crescimento maiores na maior classe de diâmetro, quando os indivíduos são mais altos e provavelmente recebem mais luz.

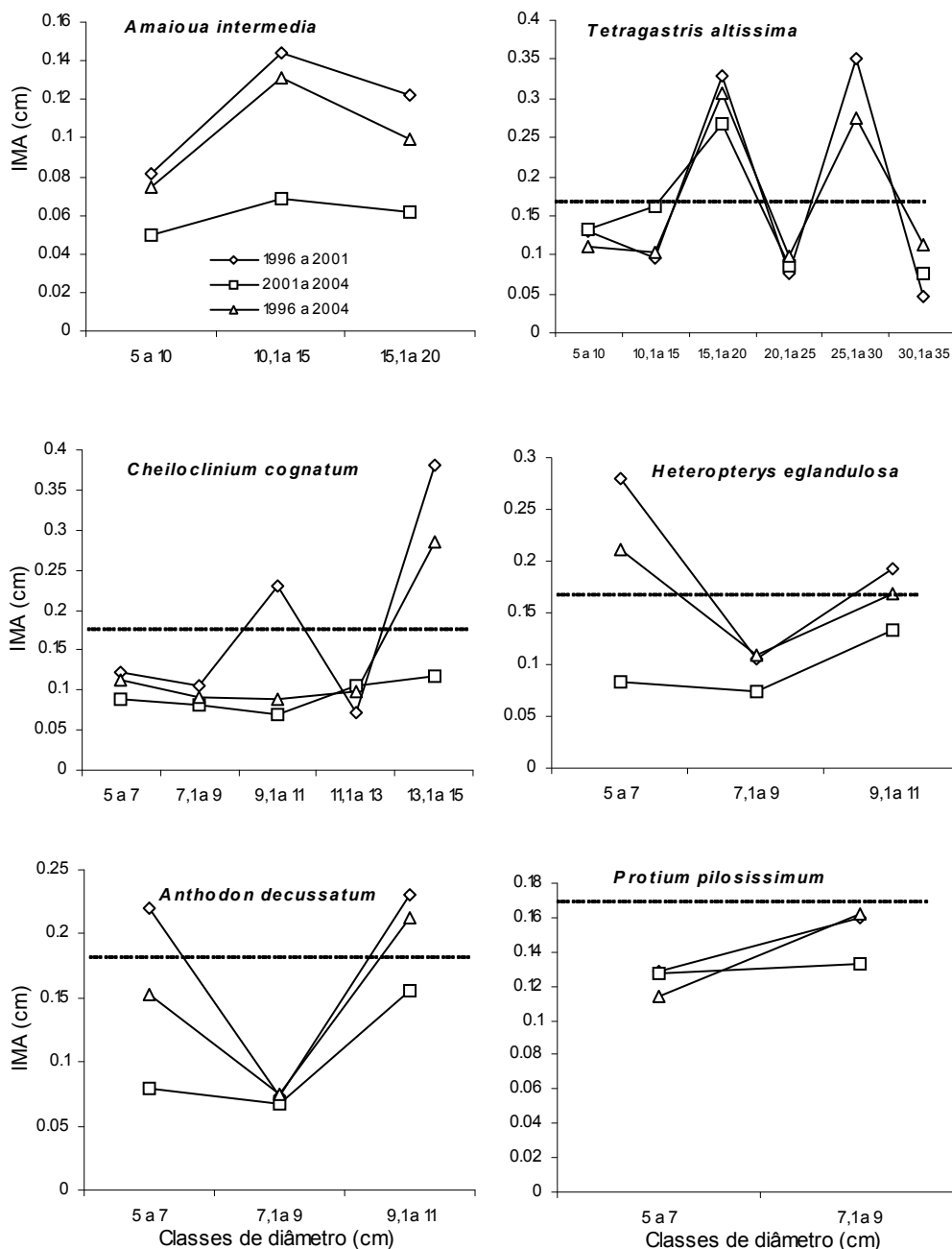


Figura 4.2 – Incremento médio anual, por classes de diâmetro, de algumas espécies da floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, Nova Xavantina-MT. A linha tracejada representa o incremento médio anual da floresta ($0,17\text{cm}\cdot\text{ano}^{-1}$) entre 1996 e 2004.

O incremento médio anual dos indivíduos de *B. rubescens* com DAP \geq 20cm, que ocorreram na floresta natural entre 2001 e 2004, foi de 0,18 cm.ano⁻¹. Já o incremento dos indivíduos que cresceram na área desbastada, no mesmo período, foi quase o dobro (0,34 cm.ano⁻¹), sendo estes significativamente diferentes (Mann-Whitney, U= 2805,5, P<0,001). Em todas as classes de diâmetro (> 20cm, IC=10cm), os valores do IMA dos indivíduos da área desbastada foram superiores, sendo que na área natural os valores médios por classe de diâmetro variaram de 0,15 a 0,25 cm.ano⁻¹ e na área desbastada, de 0,25 a 0,5 cm.ano⁻¹.

4.3.2 Mortalidade e Recrutamento

A taxa de mortalidade média anual da comunidade no período de 1996 a 2004 foi de 1,88% e a mortalidade total foi de 14%. Considerando-se os sucessivos períodos de amostragem, observou-se que as taxas de mortalidade apresentaram certa variação (CV), sendo que no período de 2001 a 2004 esta foi maior (Tabela 4.3). Na Figura 4.3 observa-se a mortalidade da comunidade, por classes de diâmetro, para o período de 1996 a 2004. O maior valor foi registrado para a primeira classe, que correspondeu a cerca de 57% de todos os indivíduos que morreram. As maiores taxas de mortalidade foram registradas para a menor e a maior classe (2,3 e 2,5%ano⁻¹), variando de 0,3 a 2,1% ano⁻¹ nas classes intermediárias. Baseando-se no modelo logarítmico proposto por Lieberman & Lieberman (1987), verificou-se que a meia-vida da floresta estudada variou de 32 a 43 anos (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 - Parâmetros de dinâmica da comunidade lenhosa da floresta monodominante de *Brosimum rubescens* nos períodos de 1996 a 2001, 2001 a 2004 e 1996 a 2004, Nova Xavantina-MT.

Parâmetros	Períodos		
	1996 a 2001	2001 a 2004	1996 a 2004
Taxa de mortalidade média anual (% ano ⁻¹)	1,59	2,14	1,88
Taxa de recrutamento médio anual (% ano ⁻¹)	1,81	2,62	2,03
Meia-vida (anos)	43,59	32,38	36,76
Tempo de duplicação (anos)	38,29	26,45	34,14
Rotatividade (anos)	40,94	29,41	35,45
Estabilidade (anos)	5,30	5,93	2,62
Taxa de rotatividade (% ano ⁻¹)	1,71	2,38	1,95
Taxa de acréscimo da área basal (% ano ⁻¹)	0,76	0,16	0,53

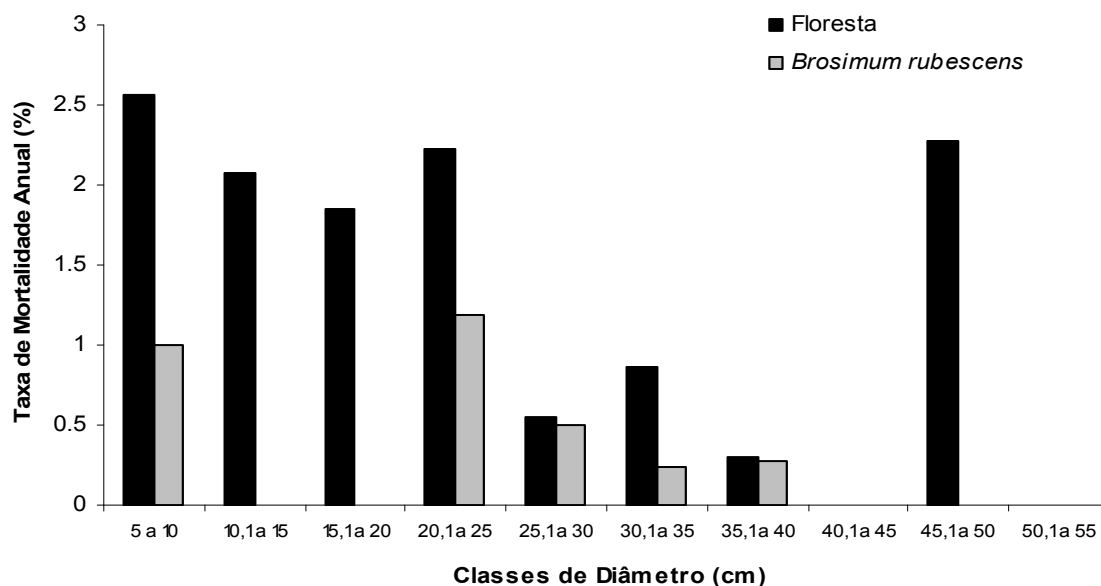


Figura 4.3 – Taxa de mortalidade periódica anual por classes de diâmetro para o período de 1996 a 2004 da floresta e da espécie monodominante de *Brosimum rubescens*, Nova Xavantina-MT.

Analisando-se as espécies mais abundantes da floresta, verificou-se que a taxa de mortalidade variou de $0,44\%.\text{ano}^{-1}$ para *B. rubescens*, árvore do dossel, até $3,14\%.\text{ano}^{-1}$ para *H. eglandulosa*, liana do dossel. As maiores taxas de mortalidade da espécie monodominante foram registradas na menor classe de diâmetro (5 a 10cm) e nas classes intermediárias (20,1 a 40cm). A meia-vida das principais espécies variou de 22 anos para *H. eglandulosa* até 157 anos para *B. rubescens* (Tabela 4.4). Comparando-se as taxas de mortalidade com as taxas de incremento das principais espécies (Tabelas 4.2 e 4.4), verificou-se que aquela com a maior taxa de mortalidade também apresentou um declínio no incremento entre os períodos analisados (1996 a 2001 e 2001 a 2004). Entretanto, *T. altissima* apresentou a segunda maior taxa de mortalidade. Porém, a taxa de incremento se manteve estável no decorrer dos anos. Por outro lado, *B. rubescens*, com a menor taxa de mortalidade, apresentou declínio no incremento.

Observou-se uma relação significativa entre a mortalidade e a densidade das espécies da comunidade no período de 1996 a 2004 ($r= 0,683$, $P<0,0001$). Entretanto, a correlação entre a mortalidade e a área basal só foi significativa a $P=0,062$.

Tabela 4.4 – Parâmetros de dinâmica das populações das principais espécies lenhosas da floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, expressa em m = taxa de mortalidade média anual, r = taxa de recrutamento médio anual, $t_{1/2}$ = meia-vida, t_2 = tempo de duplicação, TRo= taxa de rotatividade e Ac= taxa de acréscimo de área basal (m^2), no período de 1996 a 2004 em Nova Xavantina-MT. N= número de indivíduos.

Espécies	N	m (%ano ⁻¹)	r (%ano ⁻¹)	$t_{1/2}$ (anos)	t_2 (anos)	TRo (anos)	Ac (%ano ⁻¹)
<i>Amaioua intermedia</i>	83	2,42	0,27	28,7	256,7	1,34	-0,68
<i>Anthodon decussatum</i>	12	2,09	1,79	33,2	38,7	1,94	1,79
<i>Brosimum rubescens</i>	222	0,44	0,05	157,3	1386,3	0,24	0,96
<i>Cheilochlinium cognatum</i>	58	1,49	1,34	46,5	51,7	1,41	2,37
<i>Heteropterys eglandulosa</i>	26	3,14	1,32	22,1	52,5	2,23	2,12
<i>Protium pilosissimum</i>	46	1,34	9,29	51,7	7,5	5,31	9,33
<i>Tetragastris altissima</i>	37	2,71	2,48	25,6	27,9	2,59	-3,75

Para o período de oito anos (1996 a 2004) o recrutamento foi de aproximadamente 18%. A taxa de recrutamento médio anual variou de 1,81 a 2,62%ano⁻¹. As taxas de recrutamento calculadas para todos os períodos de amostragem sempre foram superiores às taxas de mortalidade (Tabela 4.3).

Cerca de 70% de todas as espécies amostradas entre 1996 e 2004 apresentaram mortalidade, recrutamento ou ambos. Árvores de algumas espécies como *Jacaranda copaia*, *Miconia tomentosa*, *Physocalymma scaberrimum*, *Licania kunthiana* e *Ormosia paraensis* foram amostradas em 1996, em 2001 estavam mortas e não apresentaram recrutamento até o levantamento de 2004. *Schefflera morototoni* apareceu como recruta em 2001, mas no levantamento de 2004 já havia morrido.

A espécie que apresentou o maior recrutamento no período de 1996 a 2004 foi *Protium pilosissimum* (50,5% dos recrutas), representando um aumento de quase 110% sobre a população inicial de 1996. *Tetragastris altissima* apresentou 8,4% do número total de recrutas e *Cheilochlinium cognatum* 6,5%. Outras 22 espécies juntas representaram cerca de 35% do total de recrutas.

Considerando-se todas as espécies e indivíduos da comunidade, entre 1996 e 2004, registrou-se uma diferença de 0,15% em favor do recrutamento (Tabela 4.3). Como consequência, a meia-vida foi superior ao tempo de duplicação. A taxa de rotatividade foi superior no período de 2001 a 2004, mas a taxa de acréscimo da área basal foi superior entre 1996 e 2001 (Tabela 4.3). Entretanto, considerando-se somente as espécies de maior densidade na comunidade, apenas *P. pilosissimum* apresentou maior recrutamento do que mortalidade e a maior taxa de rotatividade. Dentre as demais espécies, a maior diferença

em favor da mortalidade foi registrada para *A. intermedia* e *H. eglandulosa* e a espécie mais estável (menor diferença entre mortalidade e recrutamento) foi *C. cognatum*. As espécies que apresentaram um acréscimo negativo de área basal foram *A. intermedia* e *T. altissima*, para os quais os ganhos em área basal pelo aumento de diâmetro não foram superados pela perda em área basal provocada pela mortalidade (Tabela 4.4).

Foi observada uma correlação significativa entre o recrutamento e a densidade das espécies da comunidade no período de 1996 a 2004 ($r= 0,732$, $P= 0,001$). Entretanto, não houve relação entre o recrutamento e a área basal ($P= 0,938$).

4.3.3 Longevidade

Dentre as espécies analisadas no presente estudo, *Protium pilosissimum*, caracterizado por árvores de pequeno porte típicas do sub-bosque, apresentou a menor longevidade. Entretanto, *Cheiloclinium cognatum*, apesar de também apresentar árvores de pequeno porte típicas do sub-dossel, apresentou o dobro da longevidade de *P. pilosissimum*. *Tetragastris altissima*, árvore do dossel superior, apresentou longevidade média ($\cong 200$ anos) e *Brosimum rubescens*, também do dossel superior, apresentou a maior longevidade ($\cong 400$ anos). Por outro lado, apesar da liana *Heteropterys eglandulosa* ocupar o dossel superior, sua longevidade ($\cong 65$ anos) foi cerca de três vezes menor do que *T. altissima* e seis vezes menor do que *B. rubescens*. No caso da floresta em questão, parece haver uma relação direta entre a posição ocupada no estrato da floresta e a longevidade, pelo menos para a maioria das espécies analisadas.

De forma geral, considerando-se o período de 1996 a 2004, observou-se que espécies que apresentaram maiores taxas de incremento apresentaram também maior longevidade. *Brosimum rubescens* apresentou o maior incremento e a maior longevidade e *Protium pilosissimum*, além da menor longevidade, apresentou o segundo menor incremento dentre as espécies analisadas. Entretanto, *H. eglandulosa* apresentou o segundo maior incremento, mas a longevidade esteve entre as menores (Tabelas 4.2 e 4.5). Neste caso, é provável que outros fatores também devem estar envolvidos na definição da longevidade de uma espécie.

Tabela 4.5 – Hábito, posição sociológica e longevidade em anos (calculada a partir da taxa de crescimento, cm.ano^{-1} , entre 1996 e 2004) das principais espécies ($n > 10$) da floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, Nova Xavantina-MT.

Espécies	Hábito	Posição	Idade (Método 1)	Idade (Método 2)
<i>Amaioua intermedia</i>	Árvore	Dossel inferior	205	218
<i>Anthodon decussatum</i>	Liana	Dossel superior	70	78
<i>Brosimum rubescens</i>	Árvore	Dossel superior	407	390
<i>Cheiloclinium cognatum</i>	Árvore	Sub-dossel	116	124
<i>Heteropterys eglandulosa</i>	Liana	Dossel superior	64	69
<i>Protium pilosissimum</i>	Árvore	Sub-bosque	62	59
<i>Tetragastris altissima</i>	Árvore	Dossel superior	172	199

Método 1= Martinez-Ramos & Alvarez-Buylla (1998), Método 2= Laurance *et al.* (2004).

4.4 DISCUSSÃO

4.4.1 Incremento

O crescimento de uma comunidade ou população florestal, normalmente avaliado a partir do incremento dos diâmetros ou circunferências, é de especial interesse tanto para aqueles que estudam quanto para os que exploram economicamente uma floresta (Swaine *et al.* 1987b). Assim, as diferenças nas taxas de crescimento de uma espécie florestal podem estar associadas a variações ambientais e/ou genéticas.

O IMA da comunidade em questão ($0,17 \text{ cm.ano}^{-1}$, limites de 0 a $2,04$) no período de 1996 a 2004, é compatível com o de outras florestas tropicais. Em uma floresta da Malásia, Primack *et al.* (1985) estudaram diversas espécies da família Moraceae e encontraram um incremento médio de $0,17 \text{ cm.ano}^{-1}$. Silva *et al.* (2002) monitoraram 272 árvores em uma floresta de terra-firme na Amazônia central e encontraram incremento médio de $0,16 \text{ cm.ano}^{-1}$, valor semelhante ao registrado por Silva *et al.* (1996), na Floresta Nacional do Tapajós, de $0,2 \text{ cm.ano}^{-1}$ e por Barreto & Uhl (1993), em uma floresta no Pará, de $0,2$ a $0,6 \text{ cm.ano}^{-1}$. Felfili (1995a) registrou um incremento de $0,25 \text{ cm.ano}^{-1}$ em uma floresta de galeria em Brasília-DF e valores mais elevados foram observados por Lieberman *et al.* (1985a), de $0,65$ e por Chapman & Chapman (1990), de $0,78$. Contudo, Laurance *et al.* (2004) avaliaram o crescimento de 93 espécies de árvores típicas de uma floresta de terra-firme e registraram um crescimento mediano de $0,14 \text{ cm.ano}^{-1}$ e Uhl *et al.*

(1988) encontraram um incremento de apenas $0,1 \text{ cm.ano}^{-1}$ para as árvores de uma floresta na Amazônia, atribuindo este valor reduzido a um substrato pobre em nutrientes.

O decréscimo de $0,04 \text{ cm.ano}^{-1}$ entre os períodos de 1996 a 2001 e 2001 a 2004 pode ter ocorrido em função de variações naturais. Entretanto, o padrão de distribuição das chuvas no período (Figura 3.3, Capítulo 3) não apresentou uma tendência que pudesse estar relacionada com variações no incremento. Felfili (1995a) também registrou um decréscimo no crescimento entre períodos sucessivos e Clark & Clark (1992) encontraram diferenças significativas no crescimento dos diâmetros entre anos sucessivos, aumentando para algumas espécies e diminuindo para outras. A diferença encontrada entre os incrementos sucessivos nos períodos estudados precisa ser melhor investigada para confirmar se este padrão se repetirá em medições futuras. De qualquer forma, não se pode perder de vista o fato de que os processos que afetam a dinâmica de uma comunidade operam em um padrão estocástico e devem produzir o mesmo padrão na taxa de crescimento das populações (Alvarez-Buylla *et al.* 1996). Além disso, para avaliar a produtividade e os potenciais efeitos de mudanças globais nas florestas tropicais, é indispensável comparar medições que abrangem longos períodos com dados climáticos. As variações no crescimento que ocorrerem ano após ano somente poderão ser avaliadas de forma consistente se forem baseadas em estudos de longo prazo.

O padrão de aumento do incremento com o aumento das classes de diâmetro, culminando com um decréscimo nas classes maiores (Figura 4.1), está de acordo com o que foi observado por Alder (1992). O autor discutiu que esta redução no crescimento observada nas classes extremas poderia estar associada à maior competição sofrida entre os indivíduos mais jovens e os mais velhos. Spathelf & Durlo (2001) encontraram este padrão em uma floresta sub-tropical no Rio Grande do Sul. Clark & Clark (1992), Felfili (1995a) e Silva *et al.* (2002) observaram que o crescimento em diâmetro estava correlacionado com o tamanho das árvores, o que, segundo Hubbell *et al.* (1999), seria explicado pelo fato das árvores de maior porte ocuparem o dossel superior da floresta e apresentarem maiores taxas fotossintéticas devido a maior disponibilidade de luz neste estrato.

A elevada variabilidade das taxas de incremento em diâmetro em florestas tropicais nativas, como foi observada no presente estudo, já foi discutida por Lieberman *et al.* (1990), Condit *et al.* (1993) e Felfili (1993). De acordo com Chagas *et al.* (2001) esta variabilidade estaria relacionada à grande heterogeneidade do ambiente físico no sub-bosque destas florestas, em especial com a distribuição de luz.

Observou-se que o maior IMA registrado para a comunidade coincidiu com o pico de maior incremento registrado para *B. rubescens*. Tal fato era esperado, pois em se tratando de uma floresta monodominante, a maior parte dos indivíduos que compuseram esta classe foi de *B. rubescens*. Assim, quando os indivíduos desta espécie atingem esta faixa de diâmetros, sua posição no dossel já está bem definida e dominante, com grande disponibilidade de luz para suprir suas necessidades fotossintéticas. Neste caso, é possível supor que nesta fase os indivíduos de *B. rubescens* encontram-se no auge de sua produtividade e vitalidade.

As taxas de crescimento registradas para as espécies da floresta estudada foram bastante variáveis, apresentando diferenças entre os indivíduos e entre as espécies. Neste caso, é possível que a grande variação dos incrementos entre os indivíduos de uma espécie indique um potencial para reagir às mudanças que ocorrem no ambiente. *Brosimum rubescens*, cujo coeficiente de variação (CV) dos incrementos variou de 111 a 153%, pode ser um exemplo de uma espécie com elevada plasticidade, pois os indivíduos podem permanecer estagnados ou crescer até 3,14cm.ano⁻¹. Neste caso, tal como foi observado por Pires & Prance (1977) e Felfili (1993), a competição entre os indivíduos e a exigência por luz estariam entre as causas da variabilidade, sugerindo que indivíduos que necessitam de luz para crescer poderiam permanecer com o incremento igual a zero até que uma abertura ocorra no dossel, permitindo a entrada de luz e estimulando o crescimento das mais jovens. Neste caso, a sobreposição das árvores adultas do dossel por lianas também poderia ser um fator limitante ao crescimento.

A menor variação intraespecífica da taxa de incremento ocorreu em *Protium pilosissimum*, que é uma espécie típica de sub-bosque. Lieberman *et al.* (1985a) encontraram menor variação nas espécies do sub-bosque, alegando que isto ocorre em função delas apresentarem tendência de crescimento sob um estreito limite de luminosidade (sombra constante). A espécie *Cheiocladium cognatum*, que também cresce em áreas mais sombreadas, apresentou maior variação nos incrementos, o que pode ser explicado por sua maior longevidade, que foi quase o dobro da registrada para *P. pilosissimum*. De acordo com os autores acima, a maior variação é observada em espécies de maior longevidade como resultado de respostas oportunistas às mudanças nos níveis de luz que ocorrem no decorrer da vida destas espécies. Felfili (1993), observou que são estas diferenças entre as espécies que permitem sua coexistência e garantem a exploração dos recursos com sucesso, sendo a variação entre os incrementos uma consequência da heterogeneidade genética e ambiental das florestas.

Felfili (1994) observou que a variação dos incrementos foi elevada em uma floresta de galeria de Brasília-DF, tanto para a comunidade quanto para as populações. A autora registrou um coeficiente de variação para os incrementos de *Cheilochlinium cognatum* de 99 a 103%. Esta espécie também apresentou elevada variabilidade no presente estudo (CV= 107 a 148%).

A maior variação (CV) observada nos incrementos de algumas espécies (*B. rubescens*) e a menor em outras (*P. pilosissimum*), pode ser um importante indicativo para procedimentos de manejo. Silva *et al.* (2002) observaram que em espécies com menor CV os tratamentos silviculturais para favorecer o crescimento podem ter pouco efeito devido à reduzida plasticidade. Por outro lado, espécies com maior CV e maior plasticidade em termos de incrementos podem ser beneficiadas por procedimentos silviculturais de manejo que visem promover seu crescimento.

Analisando-se as espécies cujos indivíduos atingiram as maiores dimensões em diâmetro (*B. rubescens* e *T. altissima*), observou-se que os maiores incrementos não foram registrados nas maiores classes de diâmetro e sim nas classes anteriores (Figura 4.2). Este fato contrapõe o que foi observado por Swaine *et al.* (1987a), segundo os quais as árvores maiores tenderiam a ter maiores taxas de crescimento. Neste caso, é preciso muita cautela para interpretar o crescimento das classes superiores, que geralmente são representadas por poucos indivíduos e os valores de incrementos podem ser super ou subestimados. *Heteropterys eglandulosa* e *Anthodon decussatum* apresentaram os maiores incrementos nas classes extremas (maior e menor) (Figura 4.2) e isto pode estar associado ao fato destas espécies serem lianas, pois precisam crescer rapidamente enquanto são jovens para alcançar o dossel e depois serem beneficiadas pela maior disponibilidade de luz, voltando a crescer em uma taxa maior.

Dentre as espécies dominantes do dossel, *B. rubescens* apresentou taxa de incremento acima da média geral registrada para a comunidade. Felfili (1995a) observou que as espécies que exigem luz e ocupam o dossel superior apresentam taxa de incremento maior. Esta pode ser uma estratégia importante para contribuir com a manutenção da dominância desta espécie nesta floresta.

De forma geral, dentre as espécies mais importantes na floresta estudada, distinguiram-se dois padrões distintos com relação ao incremento: 1- Dossel, que caracteriza as espécies do dossel superior e podem apresentar maior (*B. rubescens*) ou menor (*A. decussatum*) crescimento. Neste caso, pode-se supor que estas variações estejam associadas às estratégias de cada espécie em formar um banco de plântulas persistentes que

crecem lentamente sob a sombra e respondem oportunamente ao aumento nos níveis de luz (*B. rubescens*) ou em não formar um banco de plântulas e exigir clareiras maiores para se estabelecer, como no caso da liana *A. decussatum*; 2- Sub-bosque, que caracteriza as espécies do sub-bosque (*P. pilosissimum*) e do sub-dossel (*C. cognatum*), incluindo aquelas com menor crescimento, como reflexo direto da menor disponibilidade de luz. Tais aspectos estão de acordo com as conclusões de Korning & Balslev (1994) e Felfili (1995a).

Comparando-se as espécies coincidentes entre a floresta de *B. rubescens* e uma floresta de vale na Chapada dos Guimarães-MT (Pinto 2002), observou-se que *Unonopsis lindmanii* e *Nectandra cuspidata* registraram valores similares em ambas as florestas e *P. pilosissimum* apresentou o dobro do incremento ($\approx 0,12\text{cm.ano}^{-1}$) na floresta monodominante do que na floresta de vale ($0,06\text{cm.ano}^{-1}$). Comparando-se o crescimento de *Cheilochinium cognatum* entre uma floresta de galeria de Brasília-DF (Felfili 1993) e o presente estudo, verificou-se que os valores foram similares, variando de 0,14 a 0,15 cm.ano^{-1} na primeira e 0,08 a 0,15 cm.ano^{-1} na segunda floresta, respectivamente.

O aumento de cerca de 90% na taxa de incremento registrado para os indivíduos de *B. rubescens* que cresceram em uma área desbastada em relação aos indivíduos que cresceram em uma floresta natural, comprova o seu caráter heliófilo e é um forte indicativo de que procedimentos silviculturais e práticas de manejo poderão favorecer o crescimento desta espécie e conseqüentemente fornecerem vantagens econômicas em sua exploração. Primack *et al.* (1985) verificaram que o crescimento de diversas espécies de Moraceae foi maior em áreas que haviam sido previamente submetidas ao corte seletivo de espécies e De Graaf (1986), estudando uma floresta no Suriname, encontrou um incremento nos diâmetros de 0,1 a 0,4 cm.ano^{-1} para 0,2 a 0,6 cm.ano^{-1} após o manejo da floresta. Felfili (1995a) demonstrou que *Cecropia pachystachya*, pioneira nas florestas de galeria do Brasil Central, apresentou maior crescimento em áreas perturbadas pelo fogo. Assim, é possível sugerir que *B. rubescens* apresentaria um comportamento colonizador em áreas perturbadas.

4.4.2 Mortalidade

As taxas de mortalidade registradas no presente estudo ($1,88\%\text{ano}^{-1}$ na comunidade e 0,44 a $3,14\%\text{ano}^{-1}$ nas principais espécies) estão de acordo com os resultados registrados em diversas florestas tropicais. Swaine *et al.* (1987b) registraram para florestas neotropicais valores variando de 0,46 a $2,78\%\text{ano}^{-1}$; Condit *et al.* (1995), em um estudo

realizado em 205 espécies de árvores no Panamá, encontraram taxas de 1,9 a 2,7%.ano⁻¹; Lieberman *et al.* (1985b), em inventários na Costa Rica, observaram valores de 1,8 a 2,6%.ano⁻¹; Laurance *et al.* (2004), para 93 espécies de árvores da Amazônia central, registraram 1,23%.ano⁻¹ e Felfili (1995a), para uma floresta de galeria na região central do Brasil, 3,5%.ano⁻¹.

A taxa de mortalidade registrada para a floresta estudada (1,88%.ano⁻¹) e para a espécie monodominante (0,44%.ano⁻¹) pode indicar uma dinâmica reduzida, o que é confirmado pela baixa taxa de rotatividade (Tabelas 4.1 e 4.3) quando comparada a outras florestas mais dinâmicas e com maior mortalidade e rotatividade (Phillips & Gentry 1994, Felfili 1995a). Uma reduzida taxa de mortalidade também foi registrada para as árvores de uma floresta tropical monodominante da Amazônia brasileira (0,99%.ano⁻¹) e para a respectiva espécie dominante, *Peltogyne gracilipes* (0,54%.ano⁻¹) (Nascimento 1994). Um fator que pode comprometer a dinâmica em uma floresta é o solo pobre em nutrientes (Laurance *et al.* 2004). Sob tais condições, as taxas de crescimento das árvores e a competição por luz entre os indivíduos podem ser reduzidas, reduzindo também a mortalidade. Como a floresta monodominante de *B. rubescens* caracteriza-se por apresentar solo distrófico (vide capítulo 6), seria importante verificar se esta espécie responde positivamente a adubação.

A mortalidade média anual dos indivíduos da floresta estudada, no período de oito anos, foi maior nas classes extremas (5 a 10cm e 45,1 a 50cm). Em geral, é levantada a questão de que a competição entre os indivíduos da menor classe e a senescência dos indivíduos da maior seriam as principais causas de morte. A maior mortalidade na menor e nas maiores classes foi registrada por diversos autores que efetuaram estudos de dinâmica em florestas tropicais (Hubbell & Foster 1992, Felfili 1995a, Oliveira-Filho *et al.* 1997, Runkle 2000). Apesar de Swaine *et al.* (1987b), na África, e Manokaran & Kochummen (1987), na Ásia, não terem encontrado relação entre as taxas de mortalidade e as classes de diâmetro, a mortalidade observada na floresta de *B. rubescens* corroborou o padrão encontrado pelos demais autores que trabalharam em florestas neotropicais.

A espécie de *B. rubescens* que domina o dossel da floresta apresentou a menor taxa de mortalidade entre as espécies avaliadas (Tabela 4.4.). Clark & Clark (1992) e Korning & Balslev (1994) observaram em florestas neotropicais que a mortalidade das espécies arbóreas emergentes e do dossel era menor do que aquelas do sub-bosque. A espécie monodominante da Amazônia (Nascimento 1994), que domina o dossel da floresta, também apresentou reduzida mortalidade. Para a liana *Heteropterys eglandulosa*, a taxa de

mortalidade foi elevada. Felfili (1993) observou que espécies exigentes por luz apresentariam maior mortalidade do que as espécies tolerantes à sombra. É importante salientar que as lianas dependem do seu suporte para permanecerem no dossel e, neste caso, podem ser afetadas pela morte e queda das árvores. Além do mais, seu estabelecimento e crescimento seriam desfavorecidos pelo fechamento do dossel. A espécie *Protium pilosissimum*, típica do sub-bosque, apresentou maior mortalidade na floresta estudada ($1,34\%.\text{ano}^{-1}$) do que em uma floresta de vale na Chapada dos Guimarães-MT, onde não registrou mortalidade em um período de três anos (Pinto 2002). Segundo o referido autor, esta espécie seria classificada como clímax exigente por luz, sendo favorecida por clareiras. Neste caso, o fechamento do dossel da floresta monodominante poderia ser a razão pela qual a espécie apresentou maior mortalidade na floresta estudada.

A meia-vida da comunidade, de 37 anos, baseada no período de 1996 a 2004, foi similar ao valor de 35 anos registrado por Manokaran & Kochummen (1987) em uma floresta de Dipterocarpaceae na Malásia e de 34 anos calculado por Lieberman & Lieberman (1987) para as árvores de uma floresta primária na Costa Rica. Entretanto, o valor registrado no presente estudo foi inferior àquele observado na floresta monodominante da Amazônia, de 69 anos (Nascimento 1994) e superior ao registrado por Felfili (1995a), de 20 anos, em uma floresta de galeria de Brasília-DF. Felfili (1995a), observou que a floresta por ela estudada é bastante dinâmica, pois o ambiente está sujeito às variações sazonais do curso d'água, sendo que a mortalidade e o recrutamento das espécies estariam sujeitas a tais variações. A floresta de *B. rubescens* não está sujeita a este tipo de mudanças. Porém, o fato da meia-vida ter sido inferior à observada na floresta monodominante da Amazônia pode sugerir que os distúrbios (ventos, tempestades?) sejam mais frequentes, uma vez que esta floresta encontra-se em uma região ecotonal com maiores variações na cobertura vegetal do que na Amazônia, onde grandes extensões de florestas altas provavelmente circundam o trecho de floresta monodominante. Contudo, tal como foi observado por Felfili (1993), embora o parâmetro de meia-vida seja útil para comparar a dinâmica entre diferentes florestas, qualquer conclusão é apenas especulativa, pois as florestas tropicais apresentam elevada variabilidade em todos os níveis.

A rotatividade e a meia-vida desta floresta podem ser indicativos importantes de sua dinâmica, com valores comparáveis a outras florestas tropicais com maior diversidade de espécies (Hubbell & Foster 1990, Felfili 1995a e Oliveira-Filho *et al.* 1997).

4.4.3 Recrutamento

A taxa de recrutamento registrada na comunidade entre 1996 e 2004 ($2,03\%ano^{-1}$) esteve na mesma amplitude do valor registrado por Felfili (1993), de $2,67\%ano^{-1}$, por Oliveira-Filho *et al.* (1997), de $2,99\%ano^{-1}$, e foi superior à encontrada por Swaine *et al.* (1990), para uma floresta tropical na África, de $1,51\%ano^{-1}$.

A espécie que apresentou a maior taxa de recrutamento foi *Protium pilosissimum* (Tabela 4.4), árvore típica do sub-bosque e tolerante à sombra. Neste caso, a expansão desta espécie também pode ser um indicativo do aumento do sombreamento na floresta. Chagas *et al.* (2001) observaram o aumento de espécies tolerantes à sombra em uma floresta de Minas Gerais.

4.4.4 Mortalidade x Recrutamento

Foi identificada uma correlação positiva entre as taxas de mortalidade, recrutamento e densidade das espécies na floresta estudada. Neste caso, o maior recrutamento das espécies mais abundantes funcionaria como um mecanismo compensador para a respectiva mortalidade. Felfili (1995a) identificou esta tendência em uma floresta de galeria no Distrito Federal e Hubbell & Foster (1990) verificaram este padrão entre as espécies de uma floresta tropical no Panamá.

A floresta estudada apresentou maior recrutamento do que mortalidade em ambos os períodos de amostragem (Tabela 4.3), ao contrário do que foi registrado em muitas florestas tropicais, onde a mortalidade tendeu a ser maior no início para posteriormente permanecer balanceada com o recrutamento (Lang & Knight 1983, Lieberman *et al.* 1985a, Manokaran & Kochummen 1987, Swaine *et al.* 1987b, 1990). De acordo com Felfili (1995a), a mortalidade disponibilizaria espaço para um posterior recrutamento, criando um desbalanceamento em um curto período. O padrão observado na floresta de *B. rubescens* sugere que ela esteja atualmente na fase de “construção” do ciclo silvigenético proposto por Hallé *et al.* (1978). Esta fase costuma ser registrada em florestas que se encontram em recuperação pós-distúrbio (Gentry & Terborgh 1990, Oliveira-Filho *et al.* 1997, Chagas *et al.* 2001), indicando que em épocas anteriores pode ter havido períodos de maior mortalidade, especialmente para as árvores de grande porte.

Apesar de a comunidade estudada ter apresentado elevada dinâmica (meia-vida reduzida), a população da espécie monodominante *B. rubescens* apresentou dinâmica

reduzida. Se considerarmos a meia-vida e a taxa de rotatividade como parâmetros, verificamos que esta espécie pode ser considerada a menos dinâmica entre as estudadas e se associarmos a reduzida dinâmica à elevada variabilidade podemos classificá-la como uma população elástica, fato este que poderia contribuir com a manutenção de sua monodominância. Apesar da menor taxa de mortalidade, *B. rubescens* também apresentou a menor taxa de recrutamento com elevado desbalanceamento em favor da mortalidade, expressando uma elevada diferença entre a meia-vida e o tempo de duplicação. *Peltogyne gracilipes*, a espécie monodominante da Amazônia investigada por Nascimento (1994) também apresentou reduzida mortalidade e elevada meia-vida, mas não há informações quanto ao recrutamento das árvores.

Analisando-se a relação entre o recrutamento e a mortalidade das espécies estudadas, verificou-se que as maiores diferenças proporcionais em favor da mortalidade foram registradas para *Amaioua intermedia* e *Brosimum rubescens* e a maior diferença em favor do recrutamento foi em *Protium pilosissimum*. Este parâmetro pode ser um indicativo de instabilidade destas espécies, pois o efeito líquido disto será uma clara mudança na composição das espécies desta floresta a médio e/ou longo prazos.

Felfili (1993) observou em uma floresta de galeria que a maioria das espécies que apresentaram maior mortalidade do que recrutamento eram exigentes por luz, enquanto que aquelas que apresentaram maior recrutamento eram tolerantes à sombra. Apesar de *B. rubescens* apresentar um banco de plântulas resistentes à sombra, é imprescindível disponibilizar maior entrada de luz para que estas cresçam mais rapidamente (vide Capítulos 7 e 8). Em uma condição natural, distúrbios mais frequentes e em pequena escala poderão garantir este processo, tal como foi observado por Read *et al.* (1995) em uma floresta tropical monodominante, onde os distúrbios eram essenciais para manter a dominância de uma espécie e por Newbery *et al.* (2004), onde as clareiras, provocadas por períodos de múltiplos eventos extremos, foram necessárias para garantir o crescimento dos indivíduos jovens de uma espécie monodominante na África.

Neste contexto, iniciativas de manejo da floresta de *B. rubescens* precisarão contemplar práticas (desbaste, abertura de clareiras) que promovam um aumento significativo do recrutamento, permitindo que a população se mantenha estável. O fato da espécie ter apresentado recrutamento reduzido no período de oito anos pode ser um forte indicativo de que a floresta precisaria passar por distúrbios periódicos que permitam maior entrada de luz para que a monodominância de *B. rubescens* seja mantida. Provavelmente,

isto maximizaria o crescimento e a competitividade da população nas fases iniciais de seu estabelecimento.

4.4.5 Longevidade

Considerando-se que o limite mínimo de inclusão do diâmetro foi de 5cm, é importante lembrar que as estimativas de longevidade apresentadas para as principais espécies da floresta monodominante de *Brosimum rubescens* referem-se apenas ao tempo gasto para crescer acima deste limite. Tal como foi observado por Lieberman *et al.* (1985a) e Peralta *et al.* (1987), é provável que o tempo transcorrido até chegar ao limite mínimo seja considerável e neste caso o ideal seria incorporar, na estimativa de longevidade, as informações das classes menores. No caso de *B. rubescens* este detalhe pode ser crucial, principalmente se considerarmos que suas plântulas tendem a permanecer muitos anos neste estágio (Capítulo 7), caso não encontrem condições apropriadas ao seu crescimento.

Os métodos utilizados para avaliar a longevidade das espécies parecem ter sido satisfatórios, pois apresentaram resultados bastante similares entre si (Tabela 4.5). Além disto, comparando-se o resultado de longevidade de *B. rubescens* (390/407 anos) do presente estudo com a estimativa encontrada por Laurance *et al.* (2004), de 450 anos para a mesma espécie na Amazônia (DAP mínimo de 10cm), verificou-se que a diferença foi pequena, principalmente se levarmos em conta que o DAP máximo encontrado por aqueles autores foi de 65,2cm, contra 56,9cm no presente estudo.

Lieberman *et al.* (1985a) propuseram uma classificação de espécies baseada nos incrementos em diâmetro e na longevidade, distinguindo basicamente quatro grupos. O primeiro é composto por espécies do sub-bosque com crescimento lento e reduzida longevidade, resultando em indivíduos de pequeno porte. O segundo grupo é composto por espécies do sub-dossel, que conseguem se estabelecer sem a necessidade de abertura de clareiras, apresentam taxas de crescimento similares ao grupo anterior e longevidade cerca de duas vezes maior. O terceiro grupo é formado por espécies do dossel e sub-dossel que são tolerantes à sombra e respondem oportunamente ao aumento nos níveis de luz, apresentam taxas de crescimento relativamente maiores e elevada longevidade. Por fim, o quarto grupo é integrado por espécies do dossel, intolerantes à sombra, com elevadas taxas de crescimento e reduzida longevidade.

Dentre as espécies estudadas, nem todas se enquadraram perfeitamente em pelo menos um dos padrões propostos por Lieberman *et al.* (1985a), ao passo que outras

pareceram se encaixar melhor em um padrão intermediário entre aqueles propostos pelos autores. A espécie *Protium pilosissimum*, comum no sub-bosque, pertenceria ao primeiro grupo, pois além de apresentar uma das menores taxa de crescimento apresentou também baixa longevidade. *Amaioua intermedia* e *Cheiloclinium cognatum* se enquadrariam no segundo grupo, pois ambas ocorrem no sub-dossel, apresentaram crescimento similar e longevidade muito maior do que a espécie do primeiro grupo. Um exemplo do terceiro grupo seria *B. rubescens*, que além de pertencer ao dossel possui crescimento superior às anteriores, maior longevidade e tende a seguir um padrão de respostas episódicas ao aumento nos níveis de luz. O quarto grupo estaria representado por *Heteropterys eglandulosa* (liana), que ocupa o dossel, tem rápido crescimento e reduzida longevidade. *Tetragastris altissima* estaria em uma posição intermediária, entre os grupos dois e três e *Anthodon decussatum* (liana), que apresentou baixo crescimento e baixa longevidade, assemelha-se ao padrão do grupo um, porém ocupando o dossel da floresta, sendo que, neste caso, parece não se enquadrar em nenhum dos grupos propostos.

Esta análise precisa ser considerada com ressalvas, pois os valores médios de crescimento encontrados por Lieberman *et al.* (1985a), em cada grupo, foram superiores aos valores encontrados no presente trabalho. Se fossemos nos basear exclusivamente no incremento apresentado pelas espécies estudadas por Lieberman *et al.* (1985a), todas as espécies do presente estudo seriam enquadradas nos grupos um e dois. Neste caso, este tipo de classificação pode ser válido desde que adaptada às peculiaridades de cada comunidade.

Alguns modelos têm sido propostos para classificar as populações de plantas baseando-se na longevidade. Em geral, estes modelos sugerem que a longevidade seria um parâmetro-chave e que as espécies de rápido crescimento e curta longevidade seriam suscetíveis a qualquer distúrbio que afeta os estágios iniciais de seu ciclo vital, enquanto aquelas que crescem mais lentamente e apresentam longevidade elevada, seriam mais suscetíveis aos distúrbios que afetam a sobrevivência em estágios da fase adulta (Alvarez-Buylla *et al.* 1996, Martinez-Ramos & Alvarez-Buylla 1998). Neste caso, para fins de conservação, a compreensão e o estudo dos estágios críticos na vida das espécies precisam ser considerados (Alvarez-Buylla *et al.* 1996). Para fins de manejo, é imprescindível conhecer tais detalhes, pois os programas a serem adotados dependerão da longevidade das espécies que serão exploradas. *Brosimum rubescens*, sendo uma espécie de maior longevidade, apresentaria fases críticas de seu ciclo vital na fase adulta e no caso de manejo florestal com fins econômicos, o diâmetro mínimo de corte precisa ser muito bem avaliado para evitar que efeitos danosos afetem o equilíbrio e a dinâmica da população.

A importância econômica de *B. rubescens* é um estímulo para iniciativas de manejo sustentável dessas florestas. O padrão monodominante e a possibilidade de promover o aumento do crescimento da espécie a partir de técnicas de manejo podem ser características muito especiais em se tratando de uma floresta tropical, principalmente se considerarmos que nos anos 70 acreditava-se ser impossível e economicamente inviável manejar uma floresta tropical (Hartshorn 1990). Satisfatoriamente, este pensamento não é mais aceito e muitos estudos vem demonstrando a viabilidade de se manejar de forma sustentada uma floresta tropical. Dentre os métodos de manejo mais difundidos está o de formação de clareiras artificiais para promover o crescimento da regeneração natural. Este método parece se enquadrar muito bem no padrão requerido na floresta de *B. rubescens*, confirmando que a associação de técnicas de manejo baseadas em processos naturais pode ser mais eficiente do que um manejo intensivo e simplificado que desconsidera tais características.

4.5 CONCLUSÃO

Os padrões de dinâmica da floresta monodominante e das populações de suas principais espécies sugerem mudanças na estrutura da comunidade com retração na população de *B. rubescens*. A espécie monodominante apresenta elevada longevidade com reduzidas taxas de mortalidade e recrutamento. A mortalidade foi cerca de nove vezes superior ao recrutamento. A plasticidade da população, com a possibilidade de elevadas taxas de crescimento de alguns indivíduos, parece determinar a manutenção da monodominância desta espécie. Um monitoramento contínuo das parcelas permanentes permitirá confirmar este prognóstico. O aumento na taxa de incremento registrado para os indivíduos de *B. rubescens* que cresceram na área desbastada comprova o caráter heliófilo da espécie e é um forte indicativo de que práticas de manejo poderão favorecer o seu crescimento.

Provavelmente, distúrbios periódicos que promovam a maior entrada de luz na floresta são indispensáveis para garantir o crescimento dos indivíduos mais jovens. Estudar a frequência e a intensidade desses eventos, que provavelmente possuem papel-chave na manutenção da monodominância desta comunidade, são indispensáveis e urgentes, visto a iminente ameaça de desaparecimento destas florestas (aumento do desmatamento e/ou ampliação de pastagens e lavouras).

CAPÍTULO 5. VARIAÇÕES NA ESTRUTURA DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE *BROSIMUM RUBESCENS* TAUB. EM UM PERÍODO DE OITO ANOS (1996 A 2004).

5.1 INTRODUÇÃO

Para se compreender amplamente as características estruturais de uma comunidade vegetal é essencial conhecer sua composição florística e sua fitossociologia. Neste contexto, é necessário verificar quais espécies ocorrem na comunidade e qual a estrutura, tamanho, área basal, distribuição das populações, entre outros aspectos (Müeller-Dombois & Ellenberg 1974, Hubbell & Foster 1987, Felfili 1993).

Em geral, dados populacionais fornecem informações importantes sobre a diversidade e organização de comunidades tropicais (Connell *et al.* 1984). O arranjo das espécies e indivíduos e suas respectivas mudanças temporais e espaciais são afetados pela ação de fatores bióticos e abióticos na comunidade (Hutchings 1977, Marques & Joly 2000).

Apesar das florestas tropicais apresentarem, em geral, elevada diversidade de espécies (Gentry 1982, Richards 1996), algumas podem apresentar diferentes padrões de diversidade que variam entre os estratos (Whitmore 1984). Existem florestas tropicais cujo dossel é dominado por uma única espécie ou por um grupo de espécies relacionadas. Quando uma única espécie representa mais de 50% dos indivíduos ou da área basal da comunidade, esta é considerada monodominante (Connell & Lowman 1989, Hart 1990). A monodominância em florestas tropicais pode estar relacionada a diferenças no solo, variações na taxa de herbivoria, associações com ectomicorrizas ou aspectos sucessionais (Connell & Lowman 1989, Hart *et al.* 1989, Hart 1990, Nascimento *et al.* 1997, Nascimento & Proctor 1997a, Read *et al.* 2000, Marimon *et al.* 2001a,b, Torti *et al.* 2001, Newbery *et al.* 2004).

Alguns estudos têm demonstrado que comunidades e populações de ocorrência neotropical podem apresentar mudanças de densidade e área basal com o tempo, sugerindo que a estrutura é dinâmica (Felfili 1994). Pinto (2002) registrou taxas de mudança positivas para árvores e arvoretas em diferentes habitats de uma floresta de vale na Chapada dos Guimarães-MT. Em um estudo abrangendo 25 florestas neo e paleotropicals, Phillips & Gentry (1994) observaram que a riqueza poderia ser explicada pela dinâmica da

comunidade, mas Pinto (2002) sugeriu que esta hipótese pode não ser apropriada para explicar a riqueza dentro de uma determinada área (diversidade alfa).

Para compreender a estrutura de uma floresta, muitos pesquisadores têm utilizado a distribuição de diâmetros e das alturas da comunidade e das principais espécies (Felfili 1997a, Marimon & Felfili 2000, Sokpon & Biaou 2002). Esta análise estrutural pode indicar se uma população é estável, inferir sobre suas mudanças passadas e prever mudanças futuras (Condit *et al.* 1998).

A distribuição de diâmetros de uma comunidade e suas espécies é uma variável importante que precisa ser avaliada antes da aplicação de sistemas de manejo sustentado. Além disso, pode ser a base para monitorar o desenvolvimento de uma comunidade ou população após o corte (Sokpon & Biaou 2002). Medições de diâmetro, além de muito fáceis de obter, podem ser uma ótima estimativa do estado de uma floresta, do padrão de regeneração das espécies, da ocorrência de distúrbios naturais e antrópicos e como um mecanismo de classificação das espécies em categorias de tolerância e intolerância à sombra (Lorimer 1980, Hubbell & Foster 1987, Sokpon & Biaou 2002).

Felfili (1993) sugeriu que muitas inferências podem ser feitas a partir da análise da estrutura dos diâmetros e alturas. A autora sugeriu que a partir destas análises é possível saber se uma espécie está se regenerando continuamente ou não e também se apresenta um estoque suficiente de indivíduos jovens para manter a sua abundância na comunidade.

O objetivo do presente estudo foi avaliar a composição florística e a estrutura da floresta monodominante de *Brosimum rubescens* e suas principais espécies e as mudanças que ocorreram no decorrer de oito anos, com vistas a aplicar estas informações no manejo sustentado da floresta. Partiu-se da premissa de que a comunidade e as principais espécies apresentam capacidade de se auto-regenerar com distribuição decrescente de indivíduos por classes de diâmetro e com a manutenção da riqueza e diversidade ao longo do tempo.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Área de Estudo e Inventários

O presente estudo foi realizado na floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, localizada na Fazenda Vera Cruz (antiga Faz. Eldorado), retiro Pau-Brasil, município de Nova Xavantina-MT (14°50'47"S e 52°08'37"W). Informações detalhadas

sobre o clima, solos e dinâmica desta floresta estão disponíveis em Marimon *et al.* (2001a) e nos capítulos 3 e 4 da presente tese.

Em julho de 1996 foram estabelecidas 60 parcelas permanentes de 10x10m em um gradil de 40x150m em uma porção representativa da floresta. Foram identificados, medidos o diâmetro à altura do peito (DAP) e altura total de todos os indivíduos com $DAP \geq 5\text{cm}$. Em julho de 2001 e em julho de 2004 foram repetidos os mesmos procedimentos de medição (descritos detalhadamente no item 4.2.1 do capítulo 4).

5.2.2 Diversidade

A diversidade florística para os indivíduos com $DAP \geq 5\text{cm}$, nos inventários de 1996, 2001 e 2004, foi analisada a partir do índice de Shannon-Wiener (H') e do índice de Simpson ($1/D_s$). Para avaliar a uniformidade (equabilidade) utilizou-se o índice de Pielou (J'). Os índices de diversidade e equabilidade também foram calculados a partir da exclusão de *B. rubescens* das análises. Para os cálculos, utilizou-se o programa FITOPAC 1 (Shepherd 1994) e as equações usadas (Brower & Zar 1977, Ludwig & Reynolds 1988) foram:

- Índice de Shannon-Wiener:

$$H' = - \sum (p_i \cdot \ln p_i)$$

onde: $p_i = n_i / N$

n_i = número de indivíduos da espécie *i*.

N = número total de indivíduos.

- Índice de Simpson:

$$1/D_s = 1 / (1 - \sum (n_i (n_i - 1) / N (N - 1)))$$

onde: n_i = número de indivíduos da espécie *i*.

N = número total de indivíduos.

- Índice de Pielou:

$$J' = H' / \ln(S)$$

onde: S = número de espécies presentes.

H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener.

De acordo com Magurran (1988), o índice de Shannon-Wiener caracteriza-se por ser mais afetado por espécies raras e o de Simpson por ser mais sensível às mudanças na abundância das espécies mais comuns. O valor de H' normalmente está entre 1,5 e 3,5 e raramente ultrapassa 4,5. Segundo Ludwig & Reynolds (1988) o índice de Simpson (Ds) varia de 0 a 1, demonstrando a probabilidade de dois indivíduos, escolhidos aleatoriamente em uma comunidade infinita, pertencerem à mesma espécie. O valor de J' também varia de 0 a 1, sendo que o valor máximo representa a situação em que todas as espécies possuem a mesma abundância (Magurran 1988).

Para comparar os índices de diversidade calculados para cada período de amostragem (1996, 2001 e 2004) efetuaram-se comparações através do teste *t* de Hutcheson para H' (Zar 1999).

5.2.3 Parâmetros Fitossociológicos

Para a descrição da vegetação em cada período de amostragem (1996, 2001 e 2004), foram utilizados os parâmetros fitossociológicos abaixo relacionados, acompanhados das respectivas fórmulas e significados, conforme Curtis & McIntosh (1950, 1951) e Müeller-Dombois & Ellenberg (1974). Para os cálculos foi utilizado o programa FITOPAC 1 (Shepherd 1994).

5.2.3.1 Densidade (D): expressa o número de indivíduos de uma espécie por unidade de área (em geral, por hectare).

- Densidade Absoluta (DA) = $n_i / \text{área}$
Onde: n_i = número de indivíduos da espécie *i*.
- Densidade Relativa (DR) = $(n_i / N) \cdot 100$ – é a relação entre o número de indivíduos de uma espécie e o número de indivíduos de todas as espécies (expressa em %).

Onde: n_i = número de indivíduos da espécie i e N = número total de indivíduos.

5.2.3.2 Frequência (F): considera o número de parcelas em que uma espécie ocorre e indica a dispersão média de cada espécie (expressa em %).

- Frequência Absoluta (FA) = $(P_i/P) \cdot 100$ – é a relação entre o número de parcelas em que uma espécie ocorre e o número total de parcelas amostradas.

Onde: P_i = número de parcelas com ocorrência da espécie i e P = número total de parcelas.

- Frequência Relativa (FR) = $(FA_i/\sum FA) \cdot 100$ – é a relação entre frequência absoluta de uma espécie com a soma das frequências absolutas de todas as espécies.

Onde: FA_i = frequência absoluta da espécie i e $\sum FA$ = somatória das frequências absolutas de todas as espécies.

5.2.3.3 Dominância (Do): considera a área basal dos indivíduos de uma espécie, estimada com base no DAP. Segundo Müeller-Dombois & Ellenberg (1974) é definida como a projeção da área basal à superfície do solo, fornecendo uma medida eficaz da biomassa.

- Dominância Absoluta (DoA) = $g_i/\text{área}$ – expressa a área basal de uma espécie i na área.

Onde: $g_i = (\pi/4) \cdot d^2$ – área basal da espécie i e d = DAP, diâmetro ao nível do peito de cada indivíduo.

- Dominância Relativa (DoR) = $(g_i/G) \cdot 100$ – é a relação, em percentagem, da área basal total de uma espécie i pela área basal total de todas as espécies amostradas.

Onde: $G = \sum g_i$

5.2.3.4 Índice de Valor de Importância (IVI): de acordo com Curtis & McIntosh (1950) é uma medida que reflete a importância ecológica de uma espécie em um

local e seu valor máximo é 300. Felfili (1993) observou que analisando-se cada parâmetro que compõe o IVI é possível compreender se uma espécie é abundante ou não, se apresenta distribuição agrupada ou dispersa e também se possui elevada área basal ou não. Martins (1991) sugeriu que o uso de valores de importância tem sido muito útil em estudos de comunidades. Assim, $IVI = DR + FR + DoR$. Os valores de IVI foram calculados para cada espécie nos períodos de 1996, 2001 e 2004.

5.2.3.5 Índice de Valor de Cobertura (IVC): é a soma da densidade e dominância relativas e expressa a importância de cada espécie. Fornece pesos iguais para o número de indivíduos e a biomassa e seu valor máximo é 200. Assim, $IVC = DR + DoR$.

5.2.4 Distribuição de Alturas e Diâmetros

As distribuições das alturas e dos diâmetros da comunidade e suas principais espécies ($n > 30$) foram analisadas no decorrer de oito anos (1996, 2001 e 2004). Foram considerados todos os indivíduos vivos com $DAP \geq 5\text{cm}$. Os intervalos das classes de altura e diâmetro (IC) foram calculados de acordo com a fórmula proposta por Spiegel (1976), que minimiza o número de classes vazias. As fórmulas utilizadas foram:

$$IC = A / NC \quad \text{e} \quad NC = 1 + 3,3 \log (n)$$

Onde: A= amplitude (valor máximo – valor mínimo), NC= número de classes e n= número de indivíduos.

Conforme sugerido por Felfili (1993), para facilitar a comparação com outros trabalhos, os intervalos de classe calculados no presente estudo foram arredondados para valores comumente usados em florestas tropicais.

Foram construídos histogramas baseados na densidade (N/ha) e na área basal dos indivíduos (m^2/ha) da comunidade e das espécies mais importantes por classe de diâmetro. Baseando-se no que foi proposto por Sokpon & Biaou (2002), as distribuições dos diâmetros e da área basal foram analisadas para se inferir o diâmetro mínimo de corte para a comunidade e suas principais espécies, em caso de manejo florestal. O método baseia-se nas taxas de crescimento e na distribuição das classes de diâmetro. A partir da construção de uma curva de recrutamento é determinado o diâmetro mínimo de corte que corresponde ao percentual máximo de recrutamento.

As diferenças entre as distribuições das alturas, diâmetros e áreas basais para os três períodos de comparação/amostragem (1996-2001, 2001-2004 e 1996-2004) foram avaliadas a partir do teste de Kolmogorov-Smirnov (Siegel & Castellan Júnior 1988), utilizando-se o programa SYSTAT 7.0 e aplicando-se para a comunidade e para as principais espécies. De acordo com Felfili (1993), este teste é sensível a qualquer tipo de diferenças entre as distribuições.

Para avaliar o balanceamento das distribuições dos diâmetros da comunidade nos diferentes períodos de amostragem utilizou-se o quociente “q” sugerido por De Liocourt (1898) *apud* Meyer (1952), que é um modelo baseado em uma progressão geométrica e estabelece que a razão entre o número de indivíduos em sucessivas classes de diâmetro seria constante em florestas naturais balanceadas. Uma floresta balanceada seria aquela onde a mortalidade compensaria o recrutamento e o quociente “q” seria constante entre as sucessivas classes. No presente estudo, este quociente foi calculado para avaliar se a distribuição de diâmetros estava balanceada nos diferentes períodos de amostragem.

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Florística

No decorrer de oito anos (1996 a 2004) foram identificadas 49 espécies, 45 gêneros e 29 famílias (Tabela 5.1). Em 1996 foram 45 espécies e 28 famílias, em 2001 foram 42 e 28 e em 2004 foram 43 e 26. Dentre as espécies amostradas em 1996, cinco não foram registradas em 2001 (*Jacaranda copaia*, *Miconia tomentosa*, *Licania kunthiana*, *Physocalymma scaberrimum* e *Ormosia paraensis*). Em 2001 apareceram duas espécies novas (*Andira* sp. e *Schefflera morototoni*), sendo que a segunda desapareceu no levantamento de 2004. Da mesma forma, em 2004, não foi registrada a ocorrência de *Coccoloba glaziovii* e três outras espécies (*Xylopia aromatica*, *Miconia tomentosa* e *Guatteria* sp.), que não haviam sido registradas em 2001, apareceram neste levantamento.

As famílias com maior número de espécies não alteraram suas posições no decorrer dos oito anos de estudo. Annonaceae apresentou o maior número de espécies nos três levantamentos, sendo quatro em 1996, quatro em 2001 e seis em 2004. Burseraceae, Hippocrateaceae e Apocynaceae sempre apresentaram três espécies cada e

Chrysobalanaceae apresentou três em 1996 e duas espécies em 2004. Dentre as 29 famílias registradas no decorrer de oito anos, 17 apresentaram apenas uma espécie.

Tabela 5.1 - Espécies e respectivas famílias com DAP \geq 5cm, amostradas em 0,6ha na floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, em 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT.

Famílias-Espécies

ANNONACEAE

Duguetia marcgraviana Mart.
Ephedranthus parviflorus Mart.
Guatteria sp.
Unonopsis lindmanii R. E. Fries
Xylopia aromatica (Lam.) Mart.
X. sericea A. St.Hil.

APOCYNACEAE

Aspidosperma discolor A. DC.
Forsteronia sp.
Odontadenia puncticulosa (A. Rich.) Pulle

ARALIACEAE

Schefflera morototoni (Aubl.) Maguire, Steyerf. & Frodin

BIGNONIACEAE

Arrabidaea sp.
Jacaranda copaia (Aubl.) D. Don

BURSERACEAE

Protium pilosissimum Engl.
P. unifoliolatum Engl.
Tetragastris altissima (Aubl.) Swart

CAESALPINIACEAE

Apuleia leiocarpa J. Macbr.
Hymenaea courbaril L. var. *stilbocarpa* (Hayne) Lee & Lang.

CLUSIACEAE

Caraipa sp.

CHRYSOBALANACEAE

Hirtella gracilipes (Hook. f.) Prance
Licania apetala (E. Mey.) Fritsch.
L. kunthiana Hook. f.

ELAEOCARPACEAE

Sloanea sinemariensis Aubl.

ERYTHROXYLACEAE

Erythroxylum squamatum Swartz

EUPHORBIACEAE

Chaetocarpus echinocarpus (Baill.) Ducke

Mabea fistulifera Mart.

FABACEAE

Andira sp.

Ormosia paraensis Ducke

FLACOURTIACEAE

Casearia arborea (L. C. Richard) Urban

HIPPOCRATEACEAE

Anthodon decussatum Ruiz & Pav.

Cheiloclinium cognatum (Miers.) A. C. Smith

Hippocratea volubilis L.

HUMIRIACEAE

Sacoglottis guianensis Benth.

LAURACEAE

Nectandra cuspidata Nees

N. hihua (Ruiz & Pav.) Rohwer

LYTHRACEAE

Physocalymma scaberrimum Pohl

MALPIGHIACEAE

Heteropterys eglandulosa Adr. Juss.

MELASTOMATACEAE

Miconia holosericea (L.) DC.

M. tomentosa D. Don

MEMECYLACEAE

Mouriri apiranga Spruce ex Triana

MIMOSACEAE

Inga heterophylla Willd.

MONIMIACEAE

Siparuna guianensis Aubl.

MORACEAE

Brosimum rubescens Taub.

MYRTACEAE

Myrciaria floribunda (West ex. Willd.) Berg.

OCHNACEAE

Ouratea sp.

OLACACEAE

Miquartia guianensis Aubl.

POLYGONACEAE

Coccoloba glaziovii Lindau

RUBIACEAE

Amaioua intermedia Mart. var. *brasiliانا* (A. Rich.) Steyerm.

SAPOTACEAE

Micropholis venulosa (Mart. & Eichl.) Pierre*Pouteria cuspidata* (A. DC.) Baehni

5.3.2 Diversidade

Os valores dos índices de diversidade de Shannon-Wiener, de Simpson e a equabilidade de Pielou registrados nos três períodos de amostragem foram reduzidos e similares (Tabela 5.2). Comparando-se os índices de diversidade de Shannon-Wiener entre 1996-2001, 2001-2004 e 1996-2004, observou-se que não houve diferença significativa (teste *t* de Hutcheson, $P > 0,6$). A equabilidade (J') aumentou à medida que o índice de Shannon-Wiener (H') diminuiu, refletindo uma maior uniformidade na abundância das espécies. Por outro lado, o índice de Simpson, que confere maior peso à abundância das espécies comuns (Magurran 1988), diminuiu entre 1996 e 2004, possivelmente em função da redução do número de indivíduos da espécie dominante (*B. rubescens*). Entretanto, as diferenças registradas em todos os parâmetros de diversidade de espécies são muito pequenas no período de estudo.

Tabela 5.2 - Número de espécies (N° sp.), índices de diversidade (Shannon-Wiener e Simpson) e equabilidade (Pielou), considerando-se todos os indivíduos do levantamento (em **negrito**) com DAP ≥ 5 cm e excluindo-se *Brosimum rubescens* na floresta monodominante de *B. rubescens*, Nova Xavantina-MT.

Anos	Simpson (1/Ds)	Shannon (H')	Equabilidade (J')	N°sp				
1996	8,065	5,219	2,598	2,275	0,687	0,598	44	45
2001	7,801	5,448	2,521	2,260	0,679	0,605	41	42
2004	7,413	5,533	2,503	2,268	0,670	0,603	42	43

5.3.3 Fitossociologia

As espécies mais importantes nos três períodos de amostragem foram *Brosimum rubescens*, *Amaioua intermedia*, *Cheiloclinium cognatum*, *Tetragastris altissima*, *Protium pilosissimum*, *Heteropterys eglandulosa*, *Anthodon decussatum*, *Hymenaea courbaril*, *Myrciaria floribunda*, *Arrabidaea* sp., *Nectandra cuspidata* e *Ephedranthus parviflorus* (Tabelas 5.3 a 5.5). As dez espécies mais importantes representaram quase 90% do IVI nos três inventários, sendo sempre as de maior densidade, frequência e dominância.

Entre 1996 e 2001 a densidade absoluta das espécies de maior IVI sofreu um aumento de 4,5% e a dominância aumentou 6,1%. *Brosimum rubescens*, a espécie mais importante nos três períodos de amostragem, apresentou uma redução de 3,5% na densidade, um aumento de 8% na dominância e frequência inalterada. Considerando-se as dez espécies de maior IVI, entre 1996 e 2004, a maior mudança foi registrada para *Protium pilosissimum*, que passou de 82 indivíduos/ha em 1996 para 136 ind./ha em 2004, representando um aumento de quase 100% na densidade e 111% na dominância absoluta. Dentre as dez espécies mais importantes, apenas três mantiveram suas posições de IVI inalteradas entre 1996 e 2004 (*B. rubescens*, 1ª; *H. eglandulosa*, 6ª e *A. decussatum*, 7ª). Analisando-se todas as espécies amostradas no período de oito anos, *Odontadenia puncticulosa* apresentou um aumento de 390% na densidade absoluta entre 1996 e 2004 e *Miconia tomentosa* teve redução de 49%.

O número de espécies raras (apenas um indivíduo) variou de 17 em 2001 a 20 em 1996. A grande maioria das espécies, nos três levantamentos, apresentou densidades reduzidas (< 10 ind./ha) (cerca de 75%). A espécie mais constante dos levantamentos foi *B. rubescens*, que ocorreu em aproximadamente 98% das parcelas. Somente outras três espécies apresentaram frequência superior a 50% e a maioria ocorreu em uma ou duas parcelas (Tabelas 5.3 a 5.5).

Tabela 5.3 - Parâmetros fitossociológicos para as espécies com DAP \geq 5cm amostradas em 1996. Densidade absoluta (DA) e relativa (DR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância (IVI). Espécies em ordem decrescente de IVI. Valores absolutos em hectare (D=N/ha, Do= m²/ha) e valores relativos em %.

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVC	IVI
<i>Brosimum rubescens</i>	380,0	38,00	98,33	18,85	26,618	75,69	113,69	132,54
<i>Amaioua intermedia</i>	151,7	15,17	75,00	14,38	1,997	5,69	20,86	35,22
<i>Cheiloclinium cognatum</i>	103,3	10,33	61,67	11,82	0,639	1,82	12,15	23,97
<i>Tetragastris altissima</i>	68,3	6,83	48,33	9,27	1,702	4,84	11,67	20,94
<i>Protium pilosissimum</i>	81,7	8,17	46,67	8,95	0,242	0,69	8,85	17,80
<i>Heteropterys eglandulosa</i>	45,0	4,50	36,67	7,03	0,222	0,64	5,13	12,16
<i>Anthodon decussatum</i>	21,7	2,17	21,67	4,15	0,114	0,32	2,49	6,64
<i>Hymenaea courbaril</i>	5,0	0,50	5,00	0,96	1,545	4,39	4,89	5,85
<i>Myrciaria floribunda</i>	15,0	1,50	13,33	2,56	0,073	0,21	1,71	4,26
<i>Arrabidaea</i> sp.	13,3	1,33	13,33	2,56	0,056	0,16	1,49	4,05
<i>Nectandra cuspidata</i>	10,0	1,00	10,00	1,92	0,081	0,23	1,23	3,15
<i>Ephedranthus parviflorus</i>	8,3	0,83	8,33	1,60	0,133	0,38	1,21	2,81
<i>Nectandra hihua</i>	13,3	1,33	5,00	0,96	0,154	0,44	1,77	2,73
<i>Mouriri apiranga</i>	5,0	0,50	5,00	0,96	0,022	0,06	0,56	1,52
<i>Miconia holosericea</i>	5,0	0,50	5,00	0,96	0,019	0,05	0,55	1,51
<i>Micropholis venulosa</i>	3,3	0,33	3,33	0,64	0,189	0,54	0,87	1,51
<i>Sloanea sinemariensis</i>	5,0	0,50	5,00	0,96	0,011	0,03	0,53	1,49
<i>Inga heterophylla</i>	6,7	0,67	3,33	0,64	0,045	0,13	0,79	1,43
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i>	3,3	0,33	3,33	0,64	0,115	0,33	0,66	1,30
<i>Jacaranda copaia</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,284	0,81	0,98	1,28
<i>Caraipa</i> sp.	5,0	0,50	3,33	0,64	0,033	0,09	0,59	1,23
<i>Ouratea</i> sp.	3,3	0,33	3,33	0,64	0,050	0,14	0,48	1,12
<i>Sacoglottis guianensis</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,214	0,61	0,77	1,09
<i>Aspidosperma discolor</i>	3,3	0,33	3,33	0,64	0,042	0,12	0,45	1,09
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,189	0,54	0,70	1,02
<i>Hippocratea volubilis</i>	3,3	0,33	3,33	0,64	0,008	0,02	0,36	1,00
<i>Miconia tomentosa</i>	3,3	0,33	3,33	0,64	0,007	0,02	0,35	0,99
<i>Unonopsis lindmanii</i>	3,3	0,33	3,33	0,64	0,006	0,02	0,35	0,99
<i>Licania apetala</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,090	0,26	0,42	0,74
<i>Licania kunthiana</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,073	0,21	0,38	0,70
<i>Siparuna guianensis</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,058	0,16	0,33	0,65
<i>Physocalymma scaberrimum</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,046	0,13	0,30	0,62
<i>Ormosia paraensis</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,022	0,06	0,23	0,55
<i>Hirtella gracilipes</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,014	0,04	0,21	0,53
<i>Coccoloba glaziovii</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,007	0,02	0,19	0,51
<i>Mabea fistulifera</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,007	0,02	0,19	0,51
<i>Casearia arborea</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,005	0,01	0,18	0,50
<i>Xylopia sericea</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,005	0,01	0,18	0,50
<i>Minuartia guianensis</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,004	0,01	0,18	0,50
<i>Odontadenia puncticulosa</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,004	0,01	0,18	0,50
<i>Forsteronia</i> sp.	1,7	0,17	1,67	0,32	0,004	0,01	0,18	0,50
<i>Duguetia marcgraviana</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,004	0,01	0,18	0,50
<i>Pouteria cuspidata</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,004	0,01	0,18	0,50
<i>Protium unifoliolatum</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,003	0,01	0,18	0,50
<i>Erythroxylum squamatum</i>	1,7	0,17	1,67	0,32	0,003	0,01	0,18	0,50
TOTAL	1000,4	100,00	521,70	100,00	35,163	100,00	200,00	300,00

Intervalo de Confiança (P= 0,95): Densidade= [926 – 1074]; Dominância= [29,90 – 40,43]

Tabela 5.4 - Parâmetros fitossociológicos para as espécies com DAP \geq 5cm amostradas em 2001. Densidade absoluta (DA) e relativa (DR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância (IVI). Espécies em ordem decrescente de IVI. Valores absolutos em hectare (D=N/ha, Do= m²/ha) e valores relativos em %.

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVC	IVI
<i>Brosimum rubescens</i>	370,0	36,34	98,33	18,74	28,067	76,87	113,18	131,93
<i>Amaioua intermedia</i>	141,7	13,92	70,00	13,34	1,982	5,44	19,34	32,69
<i>Cheiloclinium cognatum</i>	105,0	10,32	63,33	12,07	0,765	2,09	12,41	24,48
<i>Protium pilosissimum</i>	123,3	12,12	55,00	10,48	0,378	1,04	13,15	23,62
<i>Tetragastris altissima</i>	70,0	6,88	46,67	8,89	1,634	4,47	11,35	20,24
<i>Heteropterys eglandulosa</i>	46,7	4,59	36,67	6,98	0,274	0,75	5,33	12,32
<i>Anthodon decussatum</i>	20,0	1,96	20,00	3,81	0,129	0,35	2,32	6,13
<i>Hymenaea courbaril</i>	3,3	0,33	3,33	0,63	1,522	4,17	4,50	5,13
<i>Arrabidaea</i> sp.	16,7	1,64	16,67	3,17	0,085	0,23	1,87	5,04
<i>Nectandra hihua</i>	13,3	1,31	10,00	1,90	0,171	0,47	1,78	3,68
<i>Myrciaria floribunda</i>	11,7	1,15	10,00	1,90	0,071	0,19	1,33	3,24
<i>Nectandra cuspidata</i>	10,0	0,98	10,00	1,90	0,121	0,33	1,31	3,22
<i>Ephedranthus parviflorus</i>	8,3	0,82	8,33	1,59	0,144	0,40	1,21	2,80
<i>Miconia holosericea</i>	6,7	0,65	6,67	1,27	0,029	0,08	0,74	2,00
<i>Micropholis venulosa</i>	3,3	0,33	3,33	0,63	0,198	0,54	0,87	1,50
<i>Odontadenia puncticulosa</i>	5,0	0,49	5,00	0,95	0,017	0,05	0,54	1,49
<i>Sloanea sinemariensis</i>	5,0	0,49	5,00	0,95	0,016	0,04	0,53	1,49
<i>Unonopsis lindmanii</i>	5,0	0,49	5,00	0,95	0,013	0,03	0,53	1,48
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i>	3,3	0,33	3,33	0,63	0,116	0,32	0,64	1,28
<i>Inga heterophylla</i>	5,0	0,49	3,33	0,63	0,038	0,10	0,59	1,23
<i>Sacoglottis guianensis</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,241	0,66	0,82	1,14
<i>Aspidosperma discolor</i>	3,3	0,33	3,33	0,63	0,049	0,13	0,46	1,10
<i>Caraipa</i> sp.	3,3	0,33	3,33	0,63	0,027	0,07	0,40	1,04
<i>Hirtella gracilipes</i>	3,3	0,33	3,33	0,63	0,021	0,06	0,38	1,02
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,189	0,52	0,68	1,00
<i>Hippocratea volubilis</i>	3,3	0,33	3,33	0,63	0,011	0,03	0,36	0,99
<i>Mouriri apiranga</i>	3,3	0,33	3,33	0,63	0,008	0,02	0,35	0,98
<i>Licania apetala</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,091	0,25	0,41	0,73
<i>Ouratea</i> sp.	1,7	0,16	1,67	0,32	0,041	0,11	0,28	0,59
<i>Mabea fistulifera</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,009	0,02	0,19	0,50
<i>Coccoloba glaziovii</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,008	0,02	0,19	0,50
<i>Andira</i> sp.	1,7	0,16	1,67	0,32	0,008	0,02	0,18	0,50
<i>Casearia arborea</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,007	0,02	0,18	0,50
<i>Minuartia guianensis</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,006	0,02	0,18	0,50
<i>Forsteronia</i> sp.	1,7	0,16	1,67	0,32	0,006	0,02	0,18	0,50
<i>Pouteria cuspidata</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,005	0,01	0,18	0,49
<i>Xylopia sericea</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,005	0,01	0,18	0,49
<i>Erythroxylum squamatum</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,005	0,01	0,18	0,49
<i>Siparuna guianensis</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,005	0,01	0,18	0,49
<i>Duguetia marcgraviana</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,004	0,01	0,18	0,49
<i>Protium unifoliolatum</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,004	0,01	0,17	0,49
<i>Schefflera morototoni</i>	1,7	0,16	1,67	0,32	0,003	0,01	0,17	0,49
TOTAL	1018,7	100,00	525,03	100,00	36,523	100,00	200,00	300,00

Intervalo de Confiança (P= 0,95): Densidade= [951 – 1085]; Dominância= [30,83 – 42,21]

Tabela 5.5 - Parâmetros fitossociológicos para as espécies com DAP \geq 5cm amostradas em 2004. Densidade absoluta (DA) e relativa (DR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância (IVI). Espécies em ordem decrescente de IVI. Valores absolutos em hectare (D=N/ha, Do= m²/ha) e valores relativos em %.

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVC	IVI
<i>Brosimum rubescens</i>	366,7	35,32	98,33	18,34	28,734	78,28	113,60	131,92
<i>Protium pilosissimum</i>	163,3	15,74	68,33	12,74	0,510	1,38	17,12	29,85
<i>Amaioua intermedia</i>	128,3	12,37	65,00	12,12	1,891	5,15	17,51	29,62
<i>Cheilochlinium cognatum</i>	103,3	9,96	65,00	12,11	0,772	2,10	12,06	24,17
<i>Tetragastris altissima</i>	70,0	6,74	43,33	8,08	1,261	3,44	10,18	18,25
<i>Heteropterys eglandulosa</i>	40,0	3,85	33,33	6,21	0,263	0,72	4,57	10,78
<i>Anthodon decussatum</i>	21,7	2,09	21,67	4,04	0,131	0,36	2,44	6,49
<i>Arrabidaea</i> sp.	16,7	1,61	16,67	3,11	0,085	0,23	1,84	4,94
<i>Hymenaea courbaril</i>	1,7	0,16	1,67	0,31	1,408	3,84	4,00	4,31
<i>Ephedranthus parviflorus</i>	13,3	1,28	13,33	2,48	0,163	0,44	1,73	4,21
<i>Myrciaria floribunda</i>	10,0	0,96	10,00	1,86	0,067	0,18	1,15	3,01
<i>Nectandra hihua</i>	8,3	0,80	8,33	1,55	0,113	0,31	1,11	2,66
<i>Odontadenia puncticulosa</i>	8,3	0,80	6,67	1,24	0,035	0,09	0,90	2,14
<i>Miconia holosericea</i>	6,7	0,64	6,67	1,24	0,035	0,10	0,74	1,98
<i>Sloanea sinemariensis</i>	6,7	0,64	6,67	1,24	0,023	0,06	0,70	1,95
<i>Inga heterophylla</i>	6,7	0,64	5,00	0,93	0,046	0,12	0,77	1,70
<i>Sacoglottis guianensis</i>	3,3	0,32	3,33	0,62	0,246	0,67	0,99	1,61
<i>Nectandra cuspidata</i>	5,0	0,48	5,00	0,93	0,062	0,17	0,65	1,58
<i>Micropholis venulosa</i>	3,3	0,32	3,33	0,62	0,199	0,54	0,86	1,48
<i>Hippocratea volubilis</i>	5,0	0,48	5,00	0,93	0,016	0,04	0,52	1,46
<i>Unonopsis lindmanii</i>	5,0	0,48	5,00	0,93	0,014	0,04	0,52	1,45
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i>	3,3	0,32	3,33	0,62	0,116	0,32	0,64	1,26
<i>Aspidosperma discolor</i>	3,3	0,32	3,33	0,62	0,058	0,16	0,47	1,10
<i>Hirtella gracilipes</i>	3,3	0,32	3,33	0,62	0,021	0,06	0,37	1,00
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1,7	0,16	1,67	0,31	0,187	0,51	0,67	0,99
<i>Siparuna guianensis</i>	3,3	0,32	3,33	0,62	0,010	0,03	0,35	0,97
<i>Mouriri apiranga</i>	3,3	0,32	3,33	0,62	0,008	0,02	0,34	0,96
<i>Licania apetala</i>	1,7	0,16	1,67	0,31	0,091	0,25	0,41	0,73
<i>Ouratea</i> sp.	1,7	0,16	1,67	0,31	0,041	0,11	0,27	0,58
<i>Caraipa</i> sp.	1,7	0,16	1,67	0,31	0,019	0,05	0,21	0,52
<i>Mabea fistulifera</i>	1,7	0,16	1,67	0,31	0,010	0,03	0,19	0,50
<i>Casearia arborea</i>	1,7	0,16	1,67	0,31	0,010	0,03	0,19	0,50
<i>Andira</i> sp.	1,7	0,16	1,67	0,31	0,008	0,02	0,18	0,49
<i>Minuartia guianensis</i>	1,7	0,16	1,67	0,31	0,007	0,02	0,18	0,49
<i>Forsteronia</i> sp.	1,7	0,16	1,67	0,31	0,006	0,02	0,18	0,49
<i>Xylopia aromatica</i>	1,7	0,16	1,67	0,31	0,006	0,02	0,18	0,49
<i>Pouteria cuspidata</i>	1,7	0,16	1,67	0,31	0,006	0,02	0,18	0,49
<i>Xylopia sericea</i>	1,7	0,16	1,67	0,31	0,006	0,02	0,18	0,49
<i>Duguetia marcgraviana</i>	1,7	0,16	1,67	0,31	0,005	0,01	0,17	0,48
<i>Erythroxylum squamatum</i>	1,7	0,16	1,67	0,31	0,005	0,01	0,17	0,48
<i>Protium unifoliolatum</i>	1,7	0,16	1,67	0,31	0,004	0,01	0,17	0,48
<i>Miconia tomentosa</i>	1,7	0,16	1,67	0,31	0,004	0,01	0,17	0,48
<i>Guatteria</i> sp.	1,7	0,16	1,67	0,31	0,003	0,01	0,17	0,48
TOTAL	1038,7	100,00	536,70	100,00	36,705	100,00	200,00	300,00

Intervalo de Confiança (P= 0,95): Densidade= [968 – 1108; Dominância= [30,89 – 42,52]

5.3.4 Distribuição de Alturas e Diâmetros

5.3.4.1 Comunidade

A distribuição dos diâmetros dos indivíduos vivos com $DAP \geq 5\text{cm}$ amostrados em 1996, 2001 e 2004 apresentou uma tendência decrescente, com a maioria posicionada nas classes menores (Figura 5.1). Em 1996, cerca de 42% dos indivíduos encontraram-se na primeira classe (5 a 10cm), em 2001 foram 43% e em 2004, 46% dos indivíduos. Com relação à área basal, observou-se que os maiores valores foram registrados entre as classes de 30 e 40cm de diâmetro, onde estiveram concentrados diversos indivíduos de grande porte, principalmente de *B. rubescens*. Nas classes menores (5 a 20cm de diâmetro), os valores da área basal foram reduzidos (Figura 5.1).

Até o limite de 30cm de diâmetro estiveram posicionados cerca de 80% de todos os indivíduos amostrados em 1996, 2001 e 2004 e cerca de 35% da área basal. A distribuição dos indivíduos (N/ha) e da área basal (m^2/ha) pelas classes de diâmetro foi similar entre os períodos de amostragem (Teste de Kolmogorov-Smirnov, vide Figura 5.1). Porém, entre 1996 e 2004 foi verificado que nas classes entre 10 e 35cm houve uma tendência de redução na área basal e nas classes maiores do que 35cm a tendência foi de aumento (Figura 5.1). Poucos indivíduos alcançaram diâmetros acima de 50cm (representados por *B. rubescens* e *Hymenaea courbaril*), sendo quatro em 1996 e em 2001 e cinco em 2004.

Os valores do quociente “q” representaram uma elevada variabilidade entre as classes de diâmetro em todos os períodos de amostragem, indicando que esta é uma comunidade desbalanceada com um padrão que tende a se repetir com os anos (Figura 5.2). As maiores variações ocorreram nas classes de diâmetro inferiores a 35cm e, diferentemente do que foi registrado em 1996, a variação nas classes maiores do que 50cm foi elevada em 2001 e 2004.

Os indivíduos mortos em pé, agrupados na mesma categoria, representaram cerca de 6% do número total de indivíduos e 6% da dominância (área basal) em 1996, 5% e 3,5% em 2001 e 6% e 3,3% em 2004, respectivamente. Neste caso, em 1996 havia mais indivíduos mortos de grande porte do que nos anos seguintes. A maior concentração de indivíduos mortos foi registrada na menor classe de diâmetro (5 a 10cm), sendo que as classes inferiores a 20cm registraram 58% do mortos em pé em 1996, 79% em 2001 e 81% em 2004 (Figura 5.3).

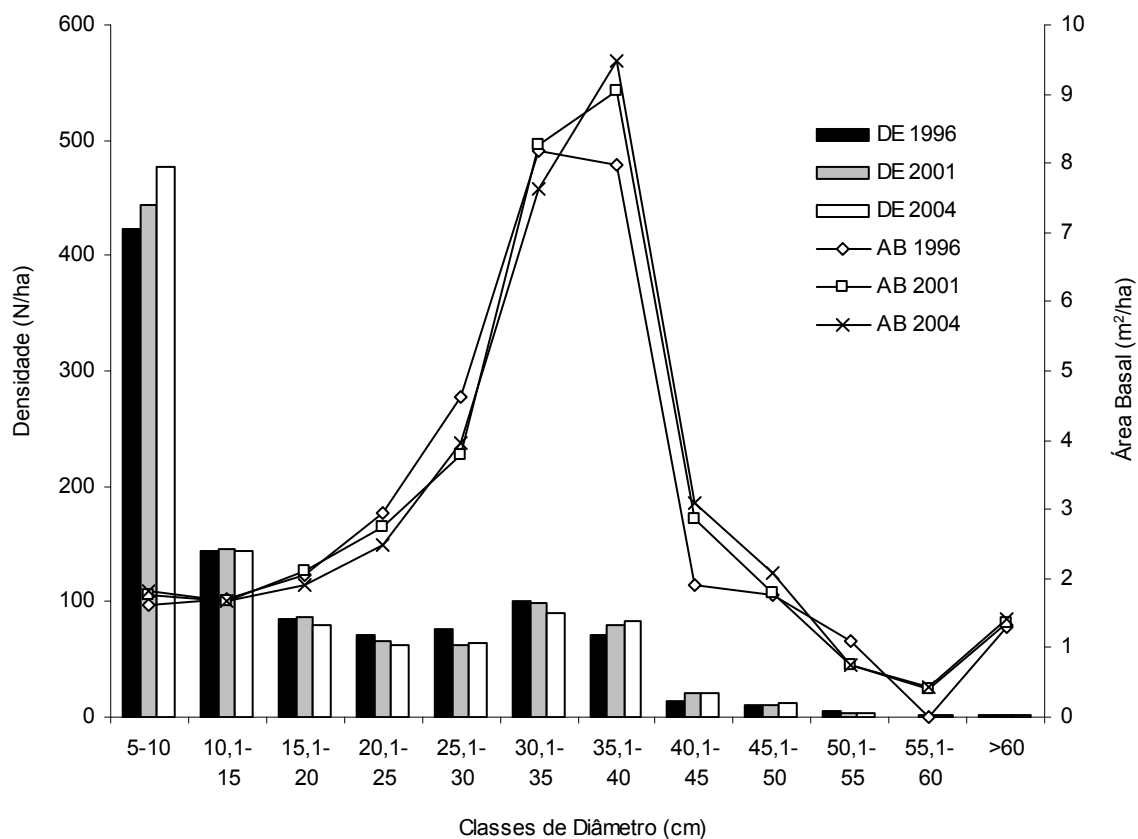


Figura 5.1 – Distribuição da densidade (DE) e da área basal (AB) dos troncos pelas classes de diâmetro (Intervalo de Classes= 5cm) dos indivíduos vivos da floresta monodominante de *B. rubescens*, nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT. Teste de Kolmogorov-Smirnov: Densidade (DE) – (96=01=04)= n.s. Área Basal (AB) – (96=01=04)= n.s. (n.s.= diferença estatisticamente não-significativa).

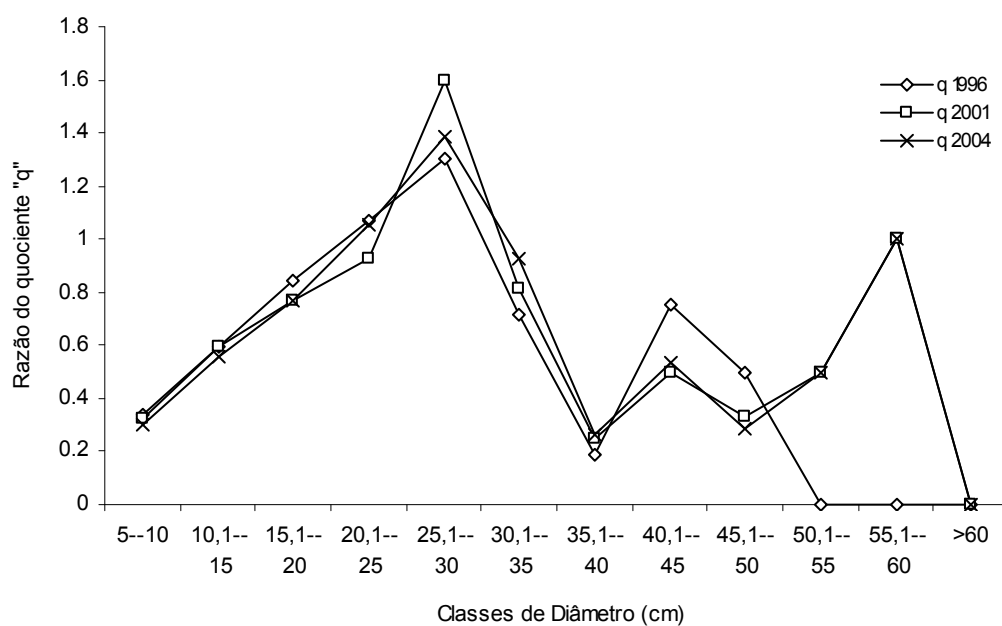


Figura 5.2 – Razão do quociente "q" pelas classes de diâmetro dos indivíduos vivos da floresta monodominante de *B. rubescens*, nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT.

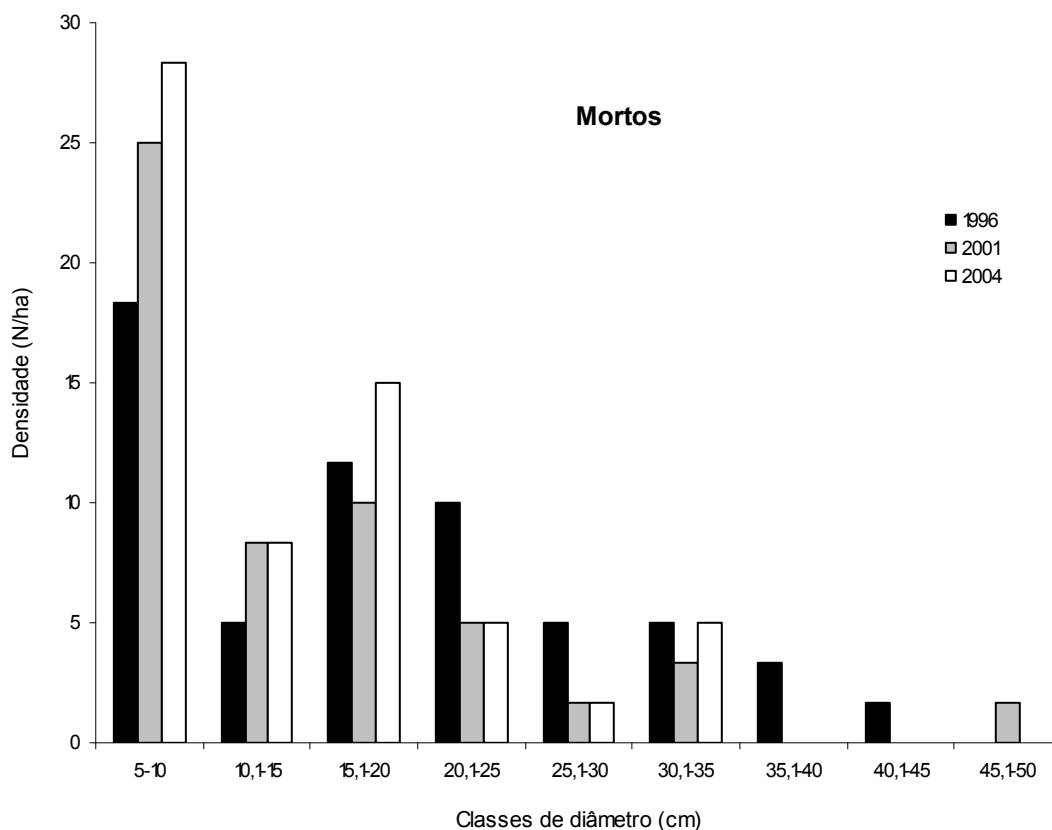


Figura 5.3 – Distribuição da densidade dos troncos pelas classes de diâmetro (Intervalo de Classes= 5cm) dos indivíduos mortos da floresta monodominante de *B. rubescens*, nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT.

Observando-se a distribuição dos indivíduos amostrados em 1996, 2001 e 2004 pelas classes de altura (Figura 5.4), foi identificada uma estratificação composta por três níveis distintos, mantendo-se desta forma (com pequenas variações) no decorrer dos anos. O estrato inferior, formado por indivíduos com alturas até 10m, apresentou espécies de sub-bosque (suprimidas). O estrato intermediário, formado por indivíduos com alturas maiores do que 10m e menores do que 22m, apresentou espécies típicas do sub-dossel (co-dominantes) e o estrato superior (dominantes) compôs o dossel da floresta, sendo formado por indivíduos com alturas acima de 22m. A distribuição das alturas nos diferentes períodos (1996, 2001 e 2004) foi similar (Teste de Kolmogorov-Smirnov).

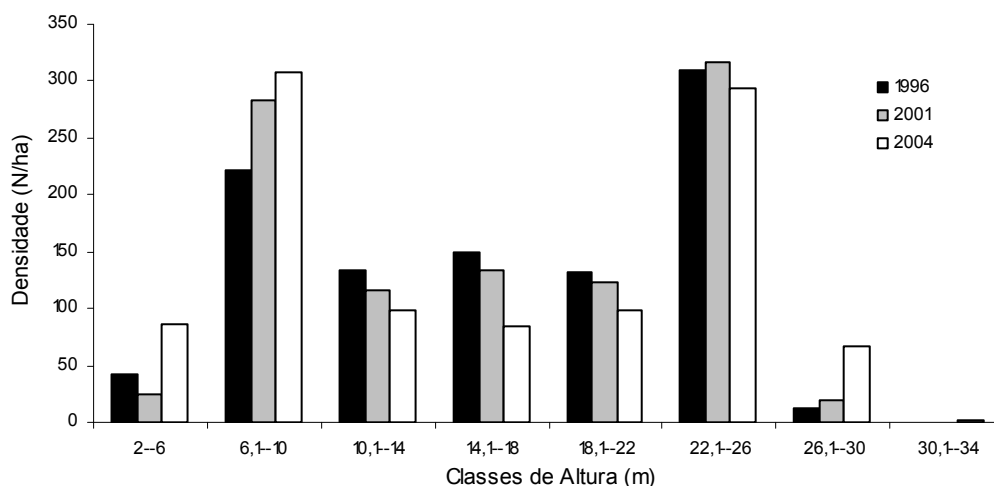


Figura 5.4 – Distribuição da densidade dos troncos pelas classes de altura (Intervalo de Classes= 4m) dos indivíduos vivos da floresta monodominante de *B. rubescens*, nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT. Teste de Kolmogorov-Smirnov: (96=01=04)= n.s. (n.s.= diferença estatisticamente não-significativa).

5.3.4.2 Principais Espécies

Dentre as principais espécies estudadas na floresta, somente *Tetragastris altissima* e *Protium pilosissimum* apresentaram o maior número de indivíduos na menor classe de diâmetro (Figuras 5.5 e 5.6). Entretanto, o decréscimo da primeira para a segunda classe não foi abrupto. *T. altissima* apresentou a distribuição da densidade e da área basal similar entre 1996 e 2004 e as distribuições de *P. pilosissimum* foram distintas com o passar dos anos (Teste de Kolmogorov-Smirnov). Apesar do maior número de indivíduos de *T. altissima* estar concentrado na menor classe de diâmetro, os maiores valores de área basal foram registrados na classe de 30 a 35cm. Considerando-se que esta espécie pode ser explorada economicamente para fins madeireiros e baseando-se no que foi proposto por Sokpon & Biaou (2002), o diâmetro mínimo de corte da mesma estaria acima de 30cm.

O padrão de distribuição de diâmetros registrado para *Amaioua intermedia*, *Cheiloclinium cognatum* e *Heteropterys eglandulosa* foi similar, sendo que a primeira classe apresentou menor número de indivíduos do que a segunda. Nas classes subsequentes, o decréscimo de indivíduos foi moderado (Figuras 5.5 e 5.6). A distribuição da área basal em *A. intermedia* foi unimodal, com os maiores valores registrados na classe de 15 a 20cm de diâmetro. As maiores áreas basais de *C. cognatum* e *H. eglandulosa*

foram registradas na classe de 7 a 9cm, com a distribuição apresentando um padrão irregular de picos e decréscimos. Comparando-se as distribuições entre os períodos de amostragem, verificou-se que para *A. intermedia* e *H. eglandulosa* não houve variação no decorrer dos anos e para *C. cognatum* houve diferença no número de indivíduos entre 1996-2001 e 1996-2004 (Teste de Kolmogorov-Smirnov). O diâmetro mínimo de corte recomendável para *A. intermedia* está entre 15 e 20cm. Entretanto, considerando-se que esta espécie dificilmente alcança diâmetros acima de 30cm, o interesse para exploração provavelmente seria restrito ou inexpressivo. O mesmo se aplica às outras espécies, *C. cognatum* (pequeno porte) e *H. eglandulosa* (liana).

Sem dúvida alguma, *B. rubescens*, por apresentar elevado número de indivíduos, dominância e um tronco perfeitamente retilíneo é a espécie que detém quase que exclusivamente o interesse com relação à exploração econômica desta floresta. Tanto a distribuição dos indivíduos, quanto a distribuição da área basal pelas classes de diâmetro apresentaram um padrão tipicamente unimodal (Figura 5.5), com poucos indivíduos nas classes menores, muitos nas classes intermediárias e poucos nas maiores. Comparando-se as distribuições entre os períodos de amostragem, verificou-se uma diferença significativa entre 1996 e 2004 em relação à densidade e à área basal dos indivíduos (Teste de Kolmogorov-Smirnov), tal como foi registrado nos parâmetros fitossociológicos.

A participação de *B. rubescens* nas classes maiores aumentou no período de estudo. Cerca de 60% dos indivíduos encontraram-se entre 25,1 e 40cm de diâmetro nos três períodos de amostragem e os maiores valores percentuais de área basal também estiveram concentrados neste intervalo. Considerando-se o interesse para exploração econômica e baseando-se na distribuição dos indivíduos e da área basal pelas classes de diâmetro, sugere-se que o diâmetro mínimo de corte esteja entre 30,1 e 40cm. Este é, provavelmente, o limite ideal para garantir o manejo sustentado da espécie.

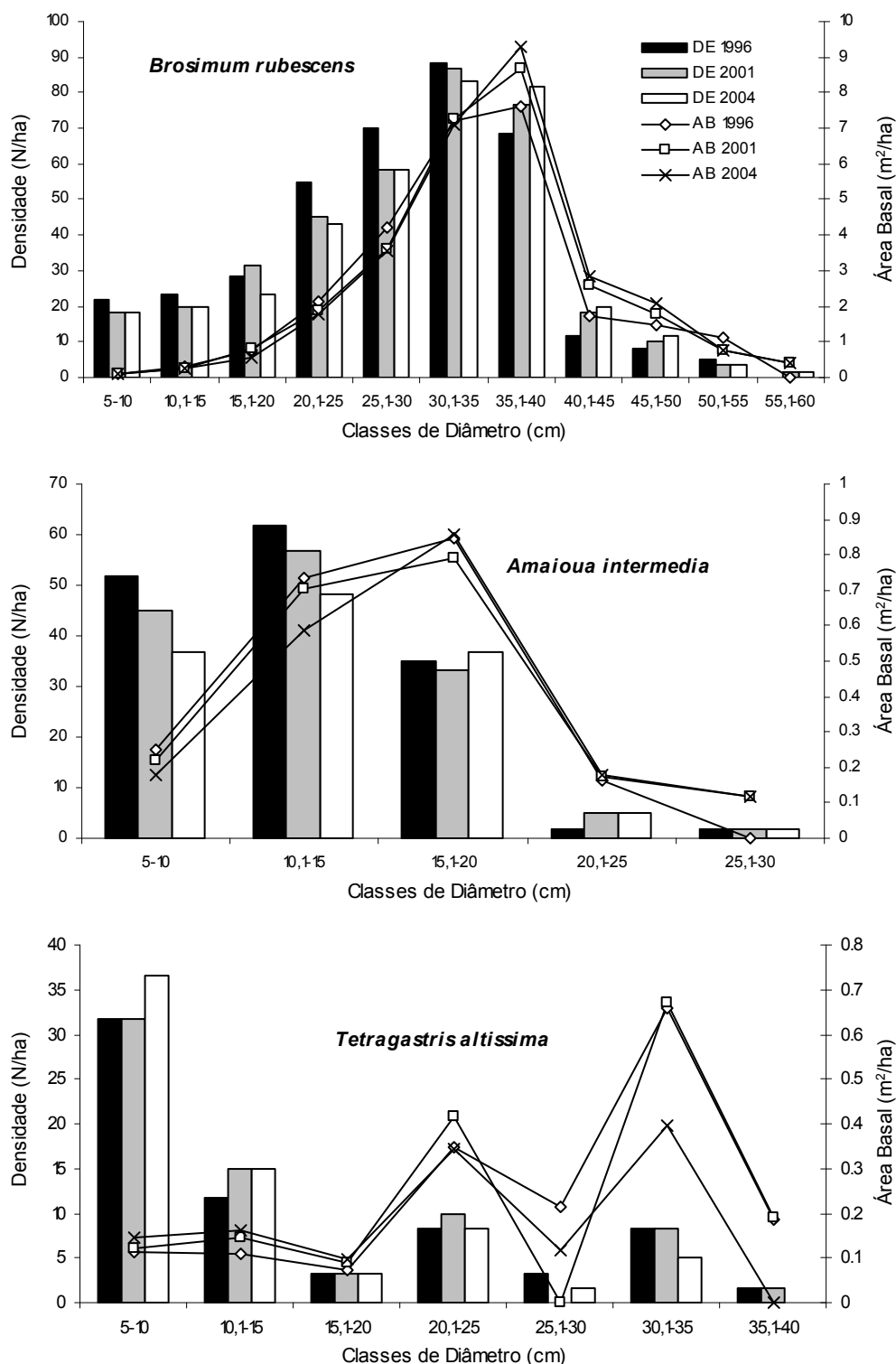


Figura 5.5 – Distribuição da densidade e da área basal dos troncos pelas classes de diâmetro (Intervalo de Classes= 5cm) das principais espécies da floresta monodominante de *B. rubescens*, nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT. Teste de Kolmogorov-Smirnov: Densidade (DE) – *B. rubescens* - (96=01 e 01=04)= n.s., (96=04)= 0,14, P=0,024. *A. intermedia* - (96=01=04)= n.s. *T. altissima* - (96=01=04)= n.s. Área Basal (AB) – *B. rubescens* - (96=01 e 01=04)= n.s. (96=04)= 0,14, P=0,027. *A. intermedia* - (96=01=04)= n.s. *T. altissima* - (96=01=04)= n.s. (n.s.= diferença estatisticamente não-significativa).

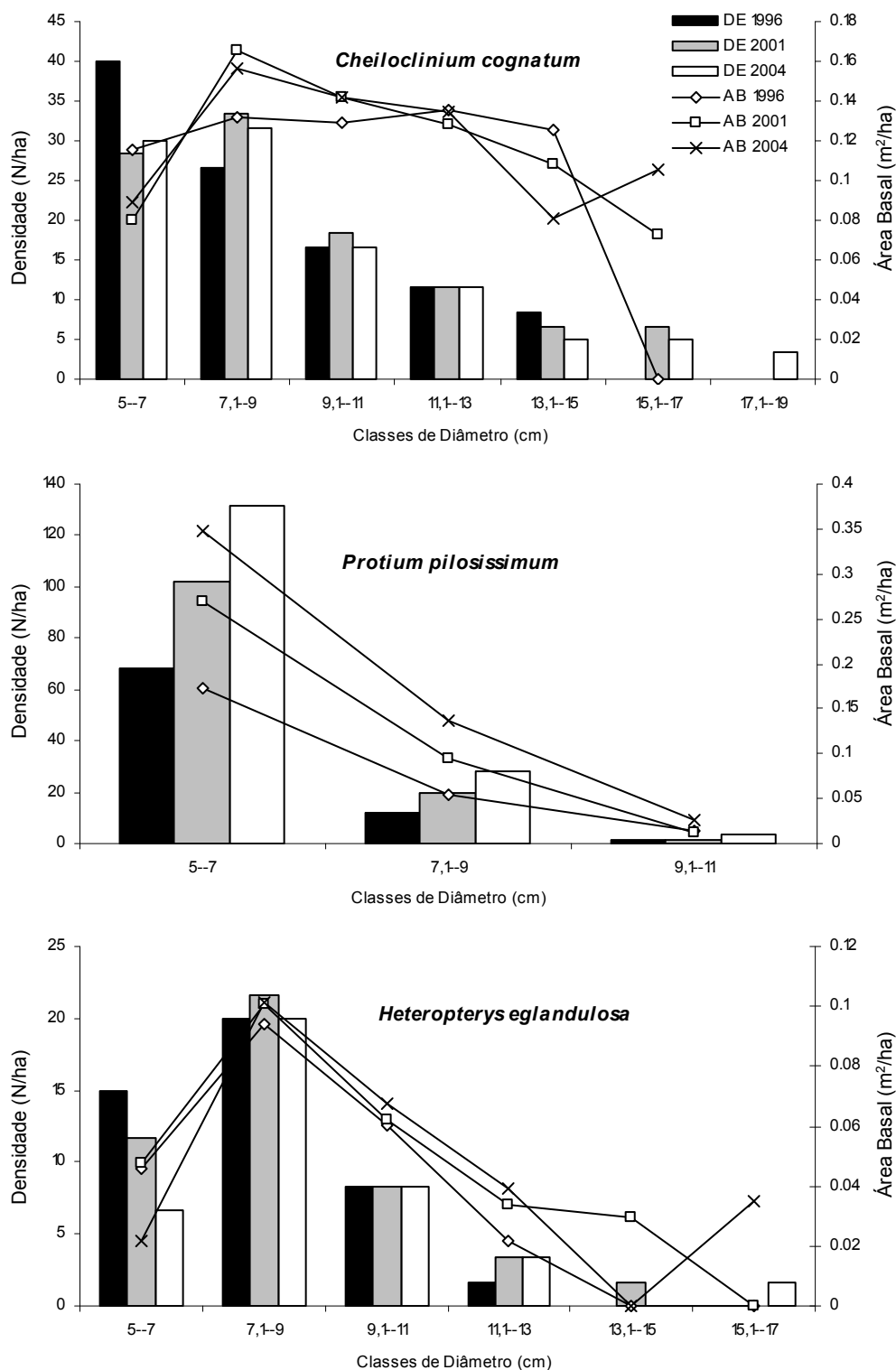


Figura 5.6 – Distribuição da densidade e da área basal dos troncos pelas classes de diâmetro (Intervalo de Classes= 2cm) das principais espécies da floresta monodominante de *B. rubescens*, nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT. Teste de Kolmogorov-Smirnov: Densidade (DE) – *C. cognatum* - (96=01=04)= n.s. *P. pilosissimum* - (96=01)= 0,315, P=0,016; (01-04)=n.s.; (96-04)= 0,379, P=0,002. *H. eglandulosa* - (96=01)= 0,926, (96-04)= 0,988, P<0,001 e (01-04)= n.s. Área Basal (AB) – *C. cognatum* - (96=01=04)= n.s. *P. pilosissimum* - (96=01)= 0,327, P=0,009, (01-04)= 0,23, P=0,04 e (96-04)= 0,449, P<0,001. *H. eglandulosa* - (96=01=04)= n.s. (n.s.= diferença estatisticamente não-significativa).

Com relação à distribuição do número de indivíduos (N/ha) pelas classes de altura, das seis espécies mais importantes na floresta, foi possível identificar os mesmos três estratos distintos delimitados para a distribuição das alturas na comunidade (Figura 5.4). *B. rubescens* e *H. eglandulosa* ocupam o estrato superior, com a maioria dos indivíduos apresentando alturas maiores do que 22m (Figura 5.7). As alturas de *H. eglandulosa* não foram diferentes entre os inventários de 1996, 2001 e 2004 (Teste de Kolmogorov-Smirnov). Entretanto, *B. rubescens* apresentou diferenças na distribuição das alturas de 1996 e 2001 em relação a 2004, quando o número de indivíduos com alturas entre 18 e 26m foi menor do que nos anos anteriores. Por outro lado, os indivíduos com alturas superiores a 26m apresentaram um acréscimo em 2004.

No estrato intermediário concentraram-se os indivíduos de *A. intermedia* e *T. altissima* (Figura 5.7). A primeira espécie apresentou maior número nas classes entre 10,1 e 18m e a segunda apresentou um padrão mais irregular, com um pico entre 6,1 e 10m e outro entre 18,1 e 22m de altura. A distribuição das alturas de *A. intermedia* diferiu entre 1996 e 2001, tanto com o acréscimo de indivíduos em determinadas classes quanto o decréscimo em outras. A distribuição de alturas de *T. altissima* não diferiu entre os anos (Teste de Kolmogorov-Smirnov).

O estrato inferior pode ser exemplificado por *P. pilosissimum* e *C. cognatum*, cuja maioria dos indivíduos concentrou-se na classe de altura de 6,1 a 10m (Figura 5.7). As distribuições destas espécies não diferiram em relação aos anos de amostragem (Teste de Kolmogorov-Smirnov).

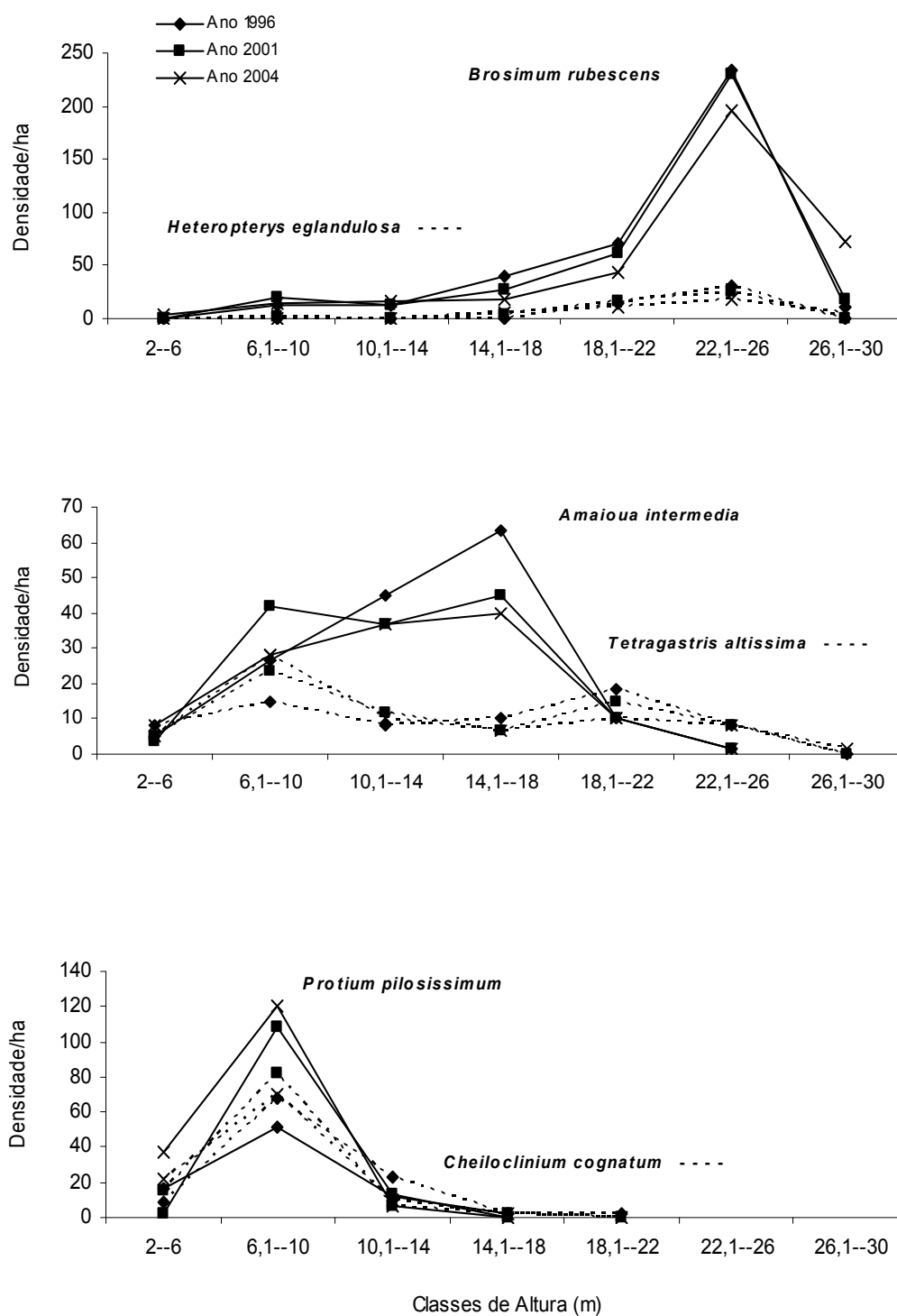


Figura 5.7 – Distribuição das alturas (Intervalo de Classes= 4m) das principais espécies da floresta monodominante de *B. rubescens*, nos períodos de 1996, 2001 e 2004, Nova Xavantina-MT. Teste de Kolmogorov-Smirnov: *B. rubescens* – (96-01)= n.s., (01-04)= 0,17, P= 0,004 e (96-04)= 0,25, P<0,001. *H. eglandulosa* (linhas tracejadas) – (96=01=04)= n.s. *A. intermedia* – (96=01)= 0,22, P=0,04, (01=04) e (96=04)= n.s. *T. altissima* (linhas tracejadas) – (96=01=04)= n.s. *P. pilosissimum* – (96=01=04)= n.s. e *C. cognatum* (linhas tracejadas) – (96=01=04)= n.s. (n.s.= diferença estatisticamente não-significativa).

5.4 DISCUSSÃO

5.4.1 Florística

Dentre as 49 espécies amostradas no decorrer de oito anos, 53% podem ser classificadas como de distribuição nuclear na Província Amazônica (Prado & Gibbs 1993, Oliveira-Filho & Ratter 1995, Pinto & Oliveira-Filho 1999, Felfili *et al.* 2001, Ivanauskas *et al.* 2004). As demais espécies variaram entre a distribuição nas províncias Atlântica e Cerrado. Ratter *et al.* (1973, 1978) observaram que as florestas localizadas nas regiões norte, noroeste e nordeste do estado de Mato Grosso compõem uma extensa região de transição entre o Cerrado e a floresta Amazônica. Ratter *et al.* (1973) denominaram de “Floresta Seca” o tipo de floresta sobre solos pobres em nutrientes que ocorre na região nordeste de Mato Grosso e Oliveira-Filho & Ratter (1995) denominaram esta de “Floresta Chuvosa Aberta Sub-Montana”.

Apesar de apresentar uma ocorrência freqüente no bioma Amazônico, não há registros de *B. rubescens* com um padrão monodominante naquele bioma (Milliken & Ratter 1998, Ribeiro *et al.* 1999). A formação de florestas monodominantes de *B. rubescens* parece ser exclusiva na região de transição entre o Cerrado e a floresta Amazônica, no nordeste de Mato Grosso, sul do Pará e noroeste de Tocantins (Marimon 1998). Neste contexto, é possível que esta espécie, de suposta origem amazônica, tenha encontrado no passado condições adequadas para o avanço e a distribuição neste complexo ecotonal, condições que permitiram sua ocupação maciça e a formação de extensas áreas monodominantes.

Geralmente, as mudanças na riqueza de espécies em florestas tropicais estão associadas ao aparecimento ou desaparecimento de espécies que apresentam reduzida densidade (Kellman *et al.* 1998, Pinto 2002). Este padrão também foi observado na floresta de *B. rubescens*, onde todas as espécies que desapareceram no levantamento de 2004 eram raras, com um indivíduo em 1996. Trabalhos realizados em florestas de galeria (Felfili 1993, Kellman *et al.* 1998, Pinto 2002) registraram um balanço positivo entre a entrada e a saída de espécies nas comunidades. No caso da floresta estudada, o balanço entre 1996 e 2004 foi negativo, pois desapareceram cinco e surgiram três espécies novas. Apesar de Swaine *et al.* (1987b) observarem que as mudanças na composição de espécies são muito baixas em florestas tropicais naturais, Pinto (2002) salientou que é muito difícil estabelecer um padrão claro para as mudanças na composição florística, pois a maioria das espécies

ocorre em reduzida densidade, ficando mais suscetíveis à extinção local. No caso da floresta estudada, o aumento da dominância de *B. rubescens* também pode estar contribuindo para o desaparecimento de algumas espécies.

Além da floresta monodominante de *B. rubescens* do presente estudo, o elevado número de indivíduos na família Moraceae também foi observado em outras florestas tropicais brasileiras. Rizzini (1963) e Muniz *et al.* (1994) observaram que as famílias Sapotaceae, Moraceae e Burseraceae estariam fortemente ligadas à Amazônia. Moraceae foi a família mais importante em uma floresta estudada por Thompson *et al.* (1992) na Ilha de Maracá-RR e também apareceu entre as 10 principais em levantamentos feitos por Milliken & Ratter (1998) em florestas de Terra Firme. Ainda na região amazônica, Boom (1986) em Beni, na Bolívia e Balslev *et al.* (1987), no Equador, observaram que esta família apresentou a maior proporção de área basal. Na floresta monodominante da Amazônia estudada por Nascimento *et al.* (1997), a família Moraceae somente apresentou destaque (dominância relativa) onde *Peltogyne gracilipes* não ocorreu.

5.4.2 Diversidade

Apesar de ser necessária muita cautela para se comparar índices de diversidade entre diferentes áreas, devido às variações no método de amostragem, observações preliminares demonstraram que a riqueza e a diversidade de espécies no presente estudo foram consideravelmente inferiores às registradas em florestas de Terra Firme na Amazônia, florestas de galeria e outras formações florestais do bioma Cerrado (Campbell *et al.* 1986, Oliveira-Filho 1989, Felfili 1994, Araújo *et al.* 1997, Pinto & Oliveira-Filho 1999, Rodrigues *et al.* 2003). Os valores do índice de diversidade de Shannon-Wiener e da equabilidade nos três períodos de estudo (incluindo e excluindo *B. rubescens* das análises) variaram de 2,26 a 2,6 nats/ind. e foram similares àqueles registrados por Nascimento *et al.* (1997) em uma floresta monodominante na Amazônia ($DAP \geq 10\text{cm}$). Ratter *et al.* (1973) registraram reduzida riqueza de espécies em florestas da borda sul da Floresta Amazônica, quando comparadas com as da Amazônia Central.

Em geral, florestas monodominantes tendem a apresentar reduzida diversidade de espécies (Davis & Richards 1934, Hart *et al.* 1989, Martijena & Bullock 1994, Nascimento *et al.* 1997, Marimon *et al.* 2001a, b). Entretanto, Read *et al.* (2000) observaram que em uma floresta na Austrália a monodominância do dossel superior não estava necessariamente correlacionada a uma reduzida riqueza de espécies. Neste caso, os

referidos autores observaram que as porções de floresta monodominante estavam registrando valores mais elevados de H' com o passar dos anos.

Excluindo-se os dados de *B. rubescens* das análises do índice de diversidade de Shannon-Wiener e da Equabilidade (J'), observou-se que os valores registrados foram maiores do que aqueles em que os dados foram mantidos. Este padrão se manteve ao longo dos três levantamentos realizados entre 1996 e 2004. Neste caso, observou-se que *B. rubescens* interfere na diversidade das espécies devido à sua elevada densidade e dominância (Marimon 1998) e sua presença tenderia a desequilibrar o padrão de uniformidade na abundância das espécies. No caso do índice de Simpson, que dá maior peso à abundância das espécies comuns, após a exclusão de *B. rubescens* os valores de diversidade sofreram um aumento, refletindo também a dominância da espécie principal. Marimon (1998) observou que quanto maior o diâmetro mínimo de inclusão (5 a 30cm) menores os valores dos índices de diversidade, sendo que a exclusão de *B. rubescens* das análises ocasionou um aumento nesses valores. Nascimento *et al.* (1997) também observaram que para árvores com $DAP \geq 30\text{cm}$ a exclusão da espécie monodominante resultava no aumento da diversidade, demonstrando que a interferência da espécie era maior devido à maior dominância nestas classes.

5.4.3 Fitossociologia

As 10 espécies de maior IVI podem ser consideradas como aquelas que apresentaram maior sucesso em explorar os recursos do habitat, tal como foi observado por Felfili (1993) em uma floresta de galeria. As alterações em termos de densidade e dominância e as posições do IVI nos diferentes anos de amostragem foram pequenas, como as verificadas por Felfili (1994) em um período de seis anos para as espécies mais importantes de uma floresta de galeria. Considerando todas as espécies amostradas em 1996, 2001 e 2004, observou-se que apenas quatro mantiveram as mesmas posições de IVI, sugerindo que a estrutura desta floresta é dinâmica. Mesmo com a manutenção da dominância, o padrão de ocupação do ambiente pelas principais espécies se alterou, como foi o caso de *Protium pilosissimum*, que sofreu um aumento de 100% na densidade e 111% na dominância entre 1996 e 2004.

As espécies que desapareceram entre os sucessivos anos de amostragem sempre foram aquelas representadas por poucos indivíduos e/ou pioneiras (Ex: *Jacaranda copaia* e *Schefflera morototoni*). Da mesma forma, as espécies novas também eram raras. Felfili *et*

al. (2000) observaram que, em geral, as espécies que ocorrem com reduzida densidade tendem a desaparecer mais facilmente do que as de maior densidade. A dominância e a densidade de espécies pioneiras e colonizadoras de clareiras foram reduzidas nos três períodos de amostragem, indicando que a floresta não foi perturbada.

Apesar do número de indivíduos de *B. rubescens* ter apresentado redução entre 1996 e 2004, a dominância absoluta aumentou. A diferença entre a área basal de *B. rubescens* e a segunda espécie de maior área basal aumentou de 13 vezes em 1996 para 15 vezes em 2004. Isto é um indicativo de que esta comunidade seria composta principalmente por espécies com indivíduos de pequeno porte e provavelmente a espécie monodominante poderia estar sofrendo um processo de auto-desbaste, onde a densidade sofre redução enquanto a biomassa dos indivíduos aumenta. Oliveira-Filho *et al.* (1997), registraram um processo de auto-desbaste em uma floresta tropical semi-decidual e Hallé *et al.* (1978) observaram que quando isto ocorre a comunidade (ou população) estaria na fase de “construção” do ciclo silvigenético.

A mudança expressiva no número de indivíduos de *Protium pilosissimum* entre 1996 e 2004 e a mudança da 5ª para a 2ª posição de IVI foi um indicativo importante de que as espécies co-dominantes estão se alternando freqüentemente. Estudos realizados na Amazônia e em florestas de galeria do Brasil central indicaram que estas se encontram em estágios dinâmicos, variando a densidade e a área basal de suas espécies ao longo do tempo (Pires & Prance 1977, Carvalho 1992, Felfili 1993).

Na floresta de *B. rubescens*, a manutenção da composição de espécies e a pequena variação sofrida na estrutura da comunidade no período de oito anos podem sugerir que a mesma apresenta elevada resiliência. Felfili (1995a, b) sugeriu que o equilíbrio dinâmico de florestas baseia-se principalmente no fato de que ocorrem períodos de elevada mortalidade e redução da densidade seguidos de períodos de elevado recrutamento quando são preenchidos os espaços deixados pelos indivíduos mortos, mantendo-se a estrutura e a composição florística no decorrer dos anos.

5.4.4 Distribuição de Alturas e Diâmetros

5.4.4.1 Comunidade

Apesar de a comunidade apresentar maior número de indivíduos na primeira classe de diâmetro, a curva de distribuição seguiu um padrão que não se encaixa perfeitamente no

modelo do J-reverso, que normalmente é observado em florestas heterogêneas (Oliveira-Filho *et al.* 1994, Felfili 1997a, Silva-Júnior 1999, Felfili *et al.* 2000).

A distribuição da área basal da floresta seguiu uma curva de padrão unimodal e o diâmetro mínimo de corte indicado para *B. rubescens* coincidiu com a classe onde a concentração de indivíduos de grande porte desta espécie foi maior. De acordo com Sokpon & Biaou (2002) a distribuição da área basal é um bom critério de classificação do tipo de maturação de uma floresta, sendo que em florestas maduras a classe de diâmetro na qual a área basal da comunidade é ótima corresponde ao diâmetro mínimo de corte em um modelo de exploração sustentável.

A floresta de *B. rubescens* foi composta, em sua maioria, por espécies com indivíduos de diâmetros menores do que 15cm. Muitas florestas brasileiras apresentam esta estrutura de distribuição de diâmetros (Nascimento 1994, Oliviera-Filho *et al.* 1994, Carvalho *et al.* 1995, Felfili 1997a, Pinto & Oliveira-Filho 1999). Somente um indivíduo em toda a comunidade alcançou diâmetro superior a 100cm, *Hymenaea courbaril*, que pertence à família Caesalpiniaceae.

Os indivíduos mortos em pé estiveram em sua maioria concentrados na primeira classe de diâmetro, no decorrer das amostragens realizadas no período de oito anos. Neste caso, espera-se que indivíduos de menor porte sejam mais jovens e mais suscetíveis à competição, o que levaria à maior mortalidade. Oliveira-Filho *et al.* (1994) também registraram maior número de indivíduos mortos na menor classe de diâmetro para uma floresta em Minas Gerais. Questões como a levantada por Swaine (1989), de que na maioria dos casos a mortalidade estaria mais ligada às taxas de crescimento do que ao tamanho das árvores, precisam ser investigadas.

As variações observadas nos valores do quociente “q” nos três períodos de amostragem demonstraram que as distribuições de diâmetro são desbalanceadas, uma vez que tais valores foram inconstantes. Este fato reforça o caráter de suscetibilidade dessa comunidade. Nesse caso, é possível que perturbações afetem mais fortemente a sua dinâmica e estrutura. Harper (1977) observou que a maior parte das florestas apresenta distribuição tendendo ao balanceamento. Felfili & Silva-Júnior (1988), em um cerrado *s.s.* e Oliveira-Filho *et al.* (1994), Felfili (1997a) e Marimon *et al.* (2001c) em florestas de galeria, observaram uma distribuição tendendo à balanceada, ou seja, variando pouco nas classes menores com maiores variações nas classes maiores com reduzido número de indivíduos.

Em relação à estrutura vertical da floresta estudada observou-se que a distribuição dos indivíduos pelas classes de altura seguiu um padrão irregular, com o delineamento de três estratos distintos. A elevada concentração de indivíduos na classe de 22 a 26m deveu-se exclusivamente à predominância de árvores de *B. rubescens* nesta classe. Por outro lado, a concentração de indivíduos nas classes menores (6 a 10m) pode sugerir que esta comunidade apresenta elevada dinâmica processual, tal como já foi discutido no Capítulo 4. Felfili (1997a), Pinto & Oliveira-Filho (1999) e Marimon *et al.* (2001c), estudando florestas de galeria no Distrito Federal e em Mato Grosso, observaram que comunidades tropicais heterogêneas que estão se auto-regenerando tendem a apresentar um padrão do tipo unimodal para a distribuição das alturas. Se *B. rubescens* fosse excluído para a delimitação da curva de distribuição das alturas, o padrão seria similar àquele registrado em comunidades naturais heterogêneas.

5.4.4.2 Principais Espécies

A maior concentração de indivíduos de *B. rubescens* nas classes de diâmetro intermediárias significa que provavelmente esta espécie apresentou maior número de indivíduos jovens no passado. Este padrão foi discutido por Felfili & Silva-Júnior (1988) e Felfili (1997a) para espécies exigentes por luz, onde os indivíduos adultos do presente estabeleceram-se na floresta em um período passado, quando clareiras maiores teriam sido mais freqüentes. Neste caso, a redução de indivíduos jovens (DAP<10cm) de *B. rubescens* no presente pode ser um reflexo da diminuição de luz no sub-bosque da floresta, o que seria insuficiente para permitir a mesma taxa de estabelecimento registrada no passado. Hubbell & Foster (1987), estudando uma floresta tropical no Panamá, observaram que as espécies que precisam de “sol parcial” para crescer apresentam maior abundância nas classes de diâmetro intermediárias. Knight (1975) denominou este grupo de espécies de “reprodutores infreqüentes” e observou que tendem a desaparecer da floresta se as clareiras não ocorrerem com freqüência suficiente para garantir sua regeneração.

Estudos realizados anteriormente revelaram que algumas espécies monodominantes tendem a apresentar distribuição unimodal dos indivíduos pelas classes de diâmetro. Em uma floresta na Austrália, Read *et al.* (1995) observaram que a reduzida ocorrência de indivíduos nas classes menores seria resultado da regeneração descontínua da espécie monodominante e Newbery *et al.* (2004), na África, sugeriram que a distribuição unimodal dos diâmetros seria resultado de mudanças climáticas passadas, que em certos momentos

beneficiavam e em outros prejudicavam o estabelecimento da espécie monodominante. Marimon & Felfili (2000), estudando uma floresta monodominante de *B. rubescens* na Reserva Indígena Areões em Água Boa-MT, observaram que a distribuição de diâmetros da espécie monodominante evidenciou dois pulsos de regeneração na história de vida desta espécie.

O fato da floresta de *B. rubescens* manter o mesmo padrão unimodal em um período de oito anos pode ser um indicativo de que os eventos que poderiam promover uma regeneração maciça devem ocorrer em períodos de tempo bastante longos, ou no mínimo superiores a oito anos. Considerando-se que a longevidade estimada da espécie estaria em torno de 400 anos (vide Capítulo 4), é possível sugerir que eventos de recrutamento bem sucedidos não precisariam ser muito comuns para manter a população quase estável, tal como foi observado por Condit *et al.* (1998).

O padrão de distribuição unimodal dos diâmetros e da área basal de *B. rubescens*, que caracterizaram o intervalo de oito anos, reflete as características típicas de uma espécie exigente por luz, cujos indivíduos adultos estabeleceram-se no passado, quando clareiras maiores foram mais frequentes. Felfili (1997a) observou que espécies com este padrão precisam de uma escala espacial ou temporal maior para regenerar-se.

De acordo com o levantamento feito por Amaral *et al.* (1998) para espécies madeireiras da Amazônia, *B. rubescens* foi listado entre aquelas potencialmente ameaçadas pela exploração madeireira. Assim, o conhecimento e a adoção de técnicas de manejo para esta espécie poderão garantir sua manutenção e enriquecimento populacional. Sokpon & Biaou (2002) observaram que, se o sistema de corte for baseado em espécies com a distribuição típica de J-reverso, seria necessário esperar muito tempo entre cada ciclo de corte para permitir o recrutamento de mais de 50% da população cortada, mas se a espécie a ser explorada apresentar distribuição unimodal, como é o caso de *B. rubescens*, seria necessário um ciclo de corte bem mais curto.

No caso de *Protium pilosissimum* e *Cheiloclinium cognatum* o maior número de indivíduos está nas menores classes de diâmetro, com um decréscimo gradual até as classes maiores. Estas características seriam indicativas de boa reprodução e recrutamento contínuo (Oliveira-Filho *et al.* 1994, Felfili 1997a), em geral encontrado em espécies de sub-bosque, tolerantes à sombra e de pequeno porte na maturidade (Knight 1975, Hubbell & Foster 1987). As variações observadas nas curvas de distribuição destas espécies no decorrer de oito anos refletem diferenças no recrutamento, sendo que o número de jovens de *C. cognatum* diminuiu com o tempo e de *P. pilosissimum* aumentou. Estas variações são

comumente observadas em florestas que se encontram sob condições de equilíbrio dinâmico (Felfili 1997a).

Para *Amaioua intermedia* e *Heteropterys eglandulosa*, o menor número de indivíduos na primeira em relação a segunda classe e a variação observada no número de indivíduos, principalmente na primeira classe, em relação aos anos podem ser indicativos de que estas espécies apresentam populações maduras e desbalanceadas, onde o recrutamento não compensou a mortalidade durante certo período (vide Capítulo 4). Knight (1975) observou que espécies com menos indivíduos na primeira do que na segunda classe não estão se reproduzindo tão bem atualmente quanto no passado ou então os indivíduos crescem rapidamente através de classes menores sempre que as condições assim o permitirem. No caso de *A. intermedia*, é possível que existam problemas na regeneração, pois o crescimento ($\text{cm}\cdot\text{ano}^{-1}$) na classe menor foi mais reduzido quando comparado com as demais (Capítulo 4, Figura 4.2). No caso de *H. eglandulosa*, que é uma liana, as maiores taxas de crescimento foram registradas para a primeira classe (Capítulo 4, Figura 4.2), sendo provavelmente uma situação de rápida passagem até as classes maiores.

O padrão de distribuição de diâmetros observado em *Tetragastris altissima* caracterizou-se pelo maior número de indivíduos na classe menor e alguns picos em classes intermediárias. Tal como foi registrado por Bongers *et al.* (1988) e Oliveira-Filho *et al.* (1994) esta espécie apresentaria boa reprodução, mas com recrutamento descontínuo. Foi possível observar um banco de plântulas desta espécie (final da estação seca) na floresta estudada. O motivo da distribuição apresentar picos irregulares em algumas classes pode ser um indicativo de que algum distúrbio passado tenha afetado os indivíduos das classes anteriores. Felfili & Silva-Júnior (1988) observaram que nestes casos é difícil avaliar o evento que tenha incidido apenas em indivíduos de determinado tamanho. Apesar da distribuição da área basal ter sido elevada na classe de 30,1 a 35cm nos períodos de 1996 e 2001, em 2004 houve uma queda, reforçando o padrão irregular apresentado pela espécie. Estudos acompanhados de um monitoramento regular de longo prazo são necessários para elucidar esta tendência.

As espécies mais importantes da comunidade dividiram-se de forma a ocupar os mesmos três estratos que foram delimitados no padrão de distribuição de alturas para a floresta. Neste caso, a ocupação vertical da floresta foi representada por espécies importantes (maior densidade e maior dominância) como *B. rubescens* e *Hymenaea courbaril* no estrato superior, ou dominante, *Amaioua intermedia* e *Tetragastris altissima* no intermediário, ou co-dominante, e *Protium pilosissimum* e *Cheiloclinium cognatum* no

inferior, restrito ao sub-bosque, ou suprimido. Apesar destas espécies estarem entre as dez de maior IVI na comunidade, apresentaram padrões estruturais diferenciados, mesmo entre aquelas que ocuparam o mesmo estrato na floresta. Felfili (1997a) observou que uma das explicações para a dominância de algumas espécies em uma floresta seria o fato destas conseguirem ocupar diferentes posições verticais e apresentarem diferentes padrões estruturais.

De forma semelhante ao que foi observado na distribuição de diâmetros, as espécies com poucos indivíduos nas classes de alturas menores e muitos nas classes maiores (*B. rubescens* e *H. eglandulosa*) provavelmente apresentaram maior número de indivíduos jovens no passado. Isto é possível, pois no inventário de 2004, foi registrado maior número de indivíduos de *B. rubescens* na maior classe de altura (26,1 a 30m) e menor número nas classes anteriores, refletindo um aumento em altura desta espécie no período de oito anos.

As demais espécies importantes avaliadas também apresentaram padrões de alturas seguindo aqueles registrados na distribuição dos diâmetros, onde a concentração de indivíduos nas classes de altura refletiria maior tolerância à sombra e a concentração nas classes intermediárias e maiores seria o reflexo de maior necessidade por luz.

5.5 CONCLUSÃO

As principais espécies desta comunidade apresentaram flutuações nos principais parâmetros estruturais, no decorrer de oito anos. Apesar de comporem o mesmo grupo (dominantes, co-dominantes ou suprimidas) as espécies apresentaram variações entre si em termos de densidade, frequência e dominância. Isto pode indicar a tendência de mudanças estruturais. A espécie monodominante apresentou redução na densidade e aumento na dominância ao longo do tempo, o que corresponderia ao processo de maturação da população. Entretanto, a manutenção da composição florística e a estrutura básica da floresta no período de oito anos podem sugerir que esta floresta é bastante resiliente.

A análise dos padrões de distribuição diamétrica, área basal e altura das principais espécies da floresta sugerem certa instabilidade em termos de espaço e tempo. A distribuição diamétrica unimodal e desbalanceada da principal espécie (*B. rubescens*) sugere que mudanças estruturais poderão ocorrer no futuro se as condições atuais de dinâmica forem mantidas. O padrão unimodal da distribuição dos diâmetros e da área basal conferem vantagens para o manejo sustentado de *B. rubescens* dentro de um intervalo de

diâmetro mínimo de corte entre 30 e 40cm e um possível ciclo de corte reduzido. A manutenção dos processos ecológicos desta população e o atendimento a requisitos que respeitem as peculiaridades estruturais da espécie são elementos-chave para o manejo sustentado da floresta.

CAPÍTULO 6. COMPARAÇÃO DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE *BROSIMUM RUBESCENS* TAUB. E UMA FLORESTA MISTA ADJACENTE.

6.1 INTRODUÇÃO

Em geral, as florestas tropicais são mistas, ou seja, apresentam elevado número de espécies (Richards 1996). Entretanto, existem florestas tropicais monodominantes, cujo dossel é dominado por uma única espécie (Connell & Lowman 1989, Hart *et al.* 1989). Apesar de muitos estudos já terem sido realizados, ainda não estão compreendidos os mecanismos que permitem a coexistência de diversas espécies em uma floresta mista (Janzen 1970, Grubb 1977, Richards 1996, Wilson *et al.* 1996), e nem os mecanismos que conduzem à monodominância (Whitmore 1984, Connell & Lowmann 1989, Torti *et al.* 2001). Comparações destes ambientes contrastantes e a elucidação de seus determinantes poderão contribuir para a compreensão dos mecanismos que levam à coexistência de espécies e também da interação destas com os fatores bióticos e abióticos.

Em algumas florestas neo e paleotropicals, a monodominância pode ocorrer mesmo quando as condições ambientais parecem favoráveis (ex: solos bem drenados). Neste caso, a monodominância das espécies tem sido associada a diferenças nos nutrientes do solo, ao processo de sucessão, à plântulas tolerantes à sombra, à reduzida herbivoria ou predação de sementes ou ainda à associação com ectomicorrizas (Connell & Lowman 1989, Hart *et al.* 1989, Hart 1990, Nascimento & Proctor 1997a, 2001, Nascimento *et al.* 1997, Read *et al.* 2000). Segundo Torti *et al.* (2001), não deve haver um mecanismo único responsável pela manutenção da monodominância e sim diversos fatores atuando em conjunto, tanto no estágio de plântula quanto no adulto.

Dentre os principais determinantes da biodiversidade em comunidades naturais estão as relações tróficas dos organismos, cujos efeitos se refletem na composição, abundância e diversidade de espécies (Tilman 1982). A baixa disponibilidade de nutrientes, comum em florestas tropicais, limita o desenvolvimento vegetal (Chapin *et al.* 1986), levando a uma diminuição na intensidade de competição (Grime 1979, Keddy 1989) e ao aumento na diversidade de espécies (Huston 1980). O inverso, onde a diversidade de espécies diminui com o aumento da fertilidade do solo, também é verdadeiro e tem sido observado em diferentes continentes (Huston 1980, Huston & De Angelis 1994). As comunidades de plantas podem atingir sua máxima diversidade em sítios moderadamente

distróficos e a mínima em sítios eutróficos, uma vez que, neste último, a competição tende a favorecer determinados grupos de plantas em detrimento de outros (Tilman 1982). Este padrão tem sido observado em diversas localidades do bioma Cerrado (Furley & Ratter 1988, Haridasan 1992, Ratter 1992, Silva-Júnior 1995, Correia *et al.* 2001, entre outros).

Ambientes extremos, com acentuada deficiência nutricional, excesso de determinado elemento ou relação desbalanceada entre nutrientes tendem a apresentar reduzida diversidade de espécies (Tilman 1982). As florestas monodominantes, em geral, não estão associadas a solos com severa restrição nutricional ou excesso de determinados elementos (níveis tóxicos) (Connell & Lowman 1989). Contudo, a elevada relação Mg/Ca foi observada na floresta monodominante de *Peltogyne gracilipes*, em Roraima (Nascimento 1994, Nascimento *et al.* 1997) e em florestas de *Nothofagus spp.*, na Oceania (Read *et al.* 1995, 2000)

Na zona de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica (porção nordeste de Mato Grosso, sudeste do Pará e sudoeste de Tocantins), a espécie *Brosimum rubescens* pode formar manchas de floresta monodominante, com registros de até 5000 hectares (Marimon 1998, Marimon *et al.* 2001a, b). Apesar de ocorrer de forma dispersa na região da floresta amazônica (em geral em florestas de Terra Firme, Ribeiro *et al.* 1999), *B. rubescens* costuma ser gregário na zona de ecótono, normalmente dominando o dossel superior da floresta.

A vegetação da região do Vale do Araguaia, em particular do município de Nova Xavantina, na área onde ocorrem manchas de floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, consiste em um mosaico de diversas formações florestais (Felfili *et al.* 1998) e de cerrado (Marimon *et al.* 1998). Um inventário contínuo vem sendo desenvolvido em uma mancha de floresta monodominante de *B. rubescens* na Fazenda Vera Cruz (antiga Fazenda Eldorado) desde 1996, de modo que a sua composição florística, diversidade e estrutura já foram caracterizadas, assim como as características edáficas (Marimon *et al.* 2001a). Comparações entre esta floresta monodominante e uma floresta mista adjacente permitirão diagnosticar as principais diferenças e verificar seus determinantes.

No presente estudo, partiu-se da premissa de que entre as duas florestas existem diferenças estruturais e florísticas relacionadas com maiores níveis nutricionais e/ou alta relação Mg/Ca no solo e nas folhas das principais espécies da floresta monodominante. Neste contexto, o objetivo foi caracterizar a composição florística, a estrutura e os parâmetros edáficos e nutricionais da floresta mista e compará-los à floresta monodominante.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Área de Estudo e Inventário

O presente estudo foi desenvolvido em um trecho de floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, localizada na Fazenda Vera Cruz (antiga Faz. Eldorado), retiro Pau-Brasil, município de Nova Xavantina-MT (14°50'47''S e 52°08'37''W) e em outro de floresta mista (14°49'32''S e 52°06'20''W) adjacente à floresta monodominante, sendo que os locais de coleta de dados encontram-se distantes 800m entre si. Informações detalhadas sobre o clima, solos, estrutura e composição florística da floresta monodominante estão disponíveis em Marimon *et al.* (2001a) e nos capítulos 3 e 5 da presente tese.

Em uma porção representativa da floresta monodominante foram estabelecidas sistematicamente 60 parcelas de 10x10m. Foram identificados e medidos o diâmetro à altura do peito (DAP) e a altura total de todos os indivíduos com $DAP \geq 5\text{cm}$ (vide Capítulo 4). Em uma porção representativa da floresta mista adjacente, também foram estabelecidas 60 parcelas contíguas de 10x10m e efetuados os mesmos procedimentos de medição e coletas botânicas adotados para a floresta monodominante. Não foram observadas evidências de extração de madeira e/ou queimadas nas florestas estudadas.

6.2.2 Diversidade e parâmetros estruturais

A diversidade florística das espécies da floresta monodominante e da floresta mista adjacente foi determinada a partir do índice de Shannon-Wiener (H') e a equabilidade a partir do índice de Pielou (J') (Brower & Zar 1977, Ludwig & Reynolds 1988). Detalhes sobre o método, fórmulas e programa utilizado estão descritos no item 5.2.2 do capítulo 5. Os valores do índice de Shannon-Wiener, determinados para cada floresta (monodominante e mista) foram comparados através do teste t de Hutcheson para H' (Zar 1999).

Os parâmetros fitossociológicos (densidade, frequência e dominância absolutas e relativas) e a distribuição dos diâmetros e alturas da floresta mista foram determinados de acordo com as fórmulas e programas descritos no item 5.2.3 do capítulo 5. Os resultados dos parâmetros fitossociológicos das espécies da floresta monodominante estão descritos na Tabela 5.5 do capítulo 5.

As distribuições dos diâmetros e das alturas das florestas monodominante e mista foram comparadas através do teste de Kolmogorov-Smirnov para duas distribuições (Zar 1999), utilizando-se o programa SYSTAT 7.0.

Em cada floresta estudada, foram elaborados diagramas de perfil de árvores e lianas com alturas superiores a 5m. Para tanto, foi demarcado um transecto de 50m x 5m e todos os indivíduos posicionados dentro da área delimitada foram desenhados em papel milimetrado. As alturas de cada indivíduo foram determinadas a partir do método descrito no capítulo 5.

6.2.3 Similaridade

Para avaliar a similaridade florística entre a floresta monodominante de *B. rubescens* e a floresta mista adjacente foram utilizados o índice de Sørensen (CCs), que é qualitativo (baseia-se na presença ou ausência das espécies) e dá maior peso para as espécies comuns e o índice de Morisita (I_m), que é quantitativo (baseia-se na abundância das espécies) (Horn 1966, Müller-Dombois & Ellenberg 1974, Brower & Zar 1977). Os valores do índice de Sørensen e de Morisita variam entre 0 e 1 e valores superiores a 0,5 indicam similaridade elevada entre as comunidade (Horn 1966, Kent & Coker 1992).

Os índices de similaridade foram calculados a partir do programa FITOPAC 1 (Shepherd 1994) e as fórmulas utilizadas foram:

$$CCs = [2c / (a + b)].100$$

onde: c= número de espécies comuns às áreas, a= número de espécies da área 1 e b= número de espécies da área 2.

$$I_m = 2 \sum x_i.y_i / (A + B).N_x.Y_x$$

onde: x_i = número de indivíduos da espécie i na comunidade x , y_i = número de indivíduos da espécie i na comunidade y , $A = \sum x_i(x_i - 1)/N_x(N_x - 1)$, $B = \sum y_i(y_i - 1)/N_y(N_y - 1)$, N_x = número total de indivíduos na comunidade x , N_y = número total de indivíduos na comunidade y .

6.2.4 Parâmetros ambientais e nutricionais

6.2.4.1 Solos

Em cada parcela das florestas estudadas, foi coletada aleatoriamente uma amostra composta de quatro sub-amostras de solo retiradas a uma profundidade de 0 a 10cm. As amostras foram secas ao ar, pesadas e peneiradas em peneira de 2mm. As amostras da floresta monodominante foram analisadas no Laboratório de Solos do Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, seguindo o protocolo descrito por EMBRAPA (1999). Foram determinados o pH em água e em KCl, o percentual de cascalho e os níveis de P, K, Ca, Mg, Al, Fe e Mn disponíveis.

O pH foi determinado em água e KCl. Ca, Mg e Al foram extraídos com KCl 1M sendo o Al determinado por titulação com NaOH e Ca e Mg por espectrofotometria de absorção atômica. P, K, Fe e Mn foram extraídos por Mehlich (H₂SO₄ 0,025N+HCl 0,05N) e determinados em espectrofotômetro de absorção atômica. O teor de P foi determinado por colorimetria utilizando-se Molibdato de Amônia e Ácido Ascórbico 3%.

As amostras da floresta mista foram encaminhadas ao Laboratório de Solos do Centro de Pesquisa Agropecuária do Cerrado (EMBRAPA-CPAC) em Planaltina-DF, onde as análises seguiram também os procedimentos descritos em EMBRAPA (1999). Foram determinados o pH em água e em KCl e os níveis de P, K, Ca, Mg, Al, Fe e Mn, seguindo os mesmos procedimentos anteriormente descritos.

6.2.4.2 Folhas

Foram selecionadas cinco espécies comuns à floresta monodominante e à floresta mista (*Brosimum rubescens*, *Amaioua intermedia*, *Protium pilosissimum*, *Cheilochlinium cognatum* e *Myrciaria floribunda*). Para cada espécie foram selecionados seis indivíduos adultos (DAP ≥ 10cm). Em cada indivíduo foram coletadas dez folhas saudáveis, maduras e sem sinais de danos, em uma porção central da copa (Jones & Case 1990).

As amostras foram lavadas com água destilada, secadas em estufa a 80°C e moídas. As análises de Ca, Mg, K, P, Fe, Mn, Zn, Cu e Al foram efetuadas no Laboratório de Solos do Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília. O processo de digestão foi por via úmida, onde sub-amostras de 0,5g foram digeridas com uma mistura de ácido sulfúrico concentrado, ácido nítrico e ácido perclórico. P foi determinado através de colorimetria,

utilizando-se Vanado Molibdato de Amônia (Allen *et al.* 1974) e os demais elementos foram determinados através de espectrofotômetro de absorção atômica e emissão de chama.

6.2.5 Análise dos dados

Além dos métodos já descritos para a análise dos dados da vegetação (parâmetros fitossociológicos, diversidade e similaridade), os dados de densidade e dominância foram comparados entre a floresta monodominante e a floresta mista através do teste não-paramétrico de Mann-Whitney utilizando-se o programa SYSTAT 7.0.

Os dados das amostras de solos e das folhas foram avaliados com relação à normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov) e homocedasticidade (teste de Bartlett). Foi utilizada a transformação $\log x$ e $1/x$ para os dados que não atenderam às premissas de homogeneidade das variâncias ou normalidade. Os dados das análises de solos (após transformação) foram comparados entre a floresta monodominante e a floresta mista através do teste t , utilizando-se o programa SAS 8.1 (SAS 1999-2000). Os dados das análises foliares (que não apresentaram normalidade e homocedasticidade) foram comparados entre as florestas a partir do teste de Mann-Whitney e entre as espécies pelo teste de Kruskal-Wallis (Zar 1999).

Efetuiu-se uma análise de correspondência canônica, CCA (ter Braak 1986, 1995) a partir do programa PC-Ord v. 3.0 (McCune & Mefford 1997) para investigar a relação entre as espécies e as variáveis ambientais da floresta monodominante e da floresta mista adjacente. Os dados foram organizados em duas matrizes: a matriz das espécies por parcelas foi elaborada a partir dos valores de abundância de 74 espécies que apresentaram índice de valor de cobertura $\geq 0,5$ em pelo menos uma das florestas e a matriz das variáveis ambientais incluiu todas as análises feitas nas amostras de solo coletadas nas parcelas das florestas. Após uma análise preliminar foram eliminadas as variáveis que apresentaram elevada redundância (valor de inflação da variância > 20) ou fraca correlação (correlação “intra set” com os eixos 1 e 2 $< 0,4$). A correlação “intra set” é um coeficiente que expressa a correlação entre as variáveis ambientais e os eixos de ordenação (ter Braak 1986). As variáveis consideradas nesta análise foram: pH_2O , Al, Ca, Mg, Mg/Ca, % de cascalho, Fe e Mn. Para avaliar a significância das correlações dos dados ambientais com as espécies, executou-se o teste de permutações de Monte Carlo (1000 permutações).

6.3 RESULTADOS

6.3.1 Riqueza, diversidade e parâmetros estruturais

A floresta mista, com 84 espécies em 0,6ha (Tabela 6.1), apresentou quase o dobro de espécies do que a floresta monodominante, com 43 (Tabela 5.1, capítulo 5) e também apresentou maior número de gêneros, famílias e espécies de lianas (Tabela 6.2). Dentre todas as espécies amostradas na floresta monodominante, 81% também ocorreram na floresta mista, sendo que, dentre as registradas nesta última, 58% foram exclusivas.

Os índices de diversidade de Shannon-Wiener foram 2,27nats/ind. para a floresta monodominante e 3,35 para a floresta mista adjacente (Tabela 6.2), valores estes que diferiram entre si (teste *t* de Hutcheson, $P < 0,0001$). A equabilidade foi menor na floresta monodominante onde cerca de 35% de todos os indivíduos pertenceram a uma única espécie (*B. rubescens*).

Tabela 6.1 - Espécies e respectivas famílias com DAP ≥ 5 cm, amostradas em 0,6ha na floresta mista adjacente à floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, Nova Xavantina-MT. Cerca de 81% de todas as espécies amostradas na floresta monodominante também foram encontradas na floresta mista adjacente. (*)= espécie que também ocorreu na floresta monodominante

Famílias e Espécies

ANNONACEAE

Duguetia marcgraviana Mart. *
Ephedranthus parviflorus Mart. *
Unonopsis lindmanii R. E. Fries *
Xylopia aromatica (Lam.) Mart. *
X. sericea A. St.Hil. *

APOCYNACEAE

Aspidosperma discolor A. DC. *
A. quirandy Hassler
A. subincanum A. DC.
Forsteronia sp. *
Odontadenia puncticulosa (A. Rich.) Pulle *

ARALIACEAE

Schefflera morototoni (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin

ARECACEAE

Oenocarpus distichus Mart.

BIGNONIACEAE

- Arrabidaea candicans* (L. C. Rich.) DC.
Arrabidaea sp. *
Callichlamys latifolia (L. Rich.) K. Schum.
Jacaranda copaia (Aubl.) D. Don
Paragonia pyramidata (L. Rich.) Bur.

BORAGINACEAE

- Cordia sellowiana* Cham.
C. trichotoma (Vell.) Arrab. ex Steud.

BURSERACEAE

- Protium pilosissimum* Engl. *
Tetragastris altissima (Aubl.) Swart *
Trattinnickia sp.

CAESALPINIACEAE

- Apuleia leiocarpa* J. Macbr. *
Bauhinia coronata Benth.
Copaifera langsdorfii Desf.
Hymenaea courbaril L. var. *stilbocarpa* (Hayne) Lee & Lang. *
Sclerolobium paniculatum Vog.

CECROPIACEAE

- Cecropia pachystachya* Tréc.

CHRYSOBALANACEAE

- Hirtella burchellii* Britton
H. glandulosa Spreng.
H. gracilipes (Hook. F.) Prance *
H. hispidula Miq.
H. sprucei Benth. Ex Hook. f.
Licania apetala (E. Mey.) Fritsch. *
L. kunthiana Hook. F.

CLUSIACEAE

- Caraipa* sp. *

COMBRETACEAE

- Buchenavia capitata* (Vahl) Eichler
Terminalia sp.

DICHAPETALACEAE

- Tapura amazonica* Poepp. & Endl.

EBENACEAE

- Diospyros sericea* A. DC.

ELAEOCARPACEAE

- Sloanea sinemariensis* Aubl. *

EUPHORBIACEAE

- Chaetocarpus echinocarpus* (Baill.) Ducke *
Mabea fistulifera Mart. *
Pera coccinea (Benth.) Muell.-Arg.
P. schomburgkiana (Klotzsch) Muell.-Arg.

FABACEAE

- Platypodium elegans* Vog.

HIPPOCRATEACEAE

- Anthodon decussatum* Ruiz & Pav. *
Cheiloclinium cognatum (Miers.) A. C. Smith *
Hippocratea volubilis L. *
Peritassa laevigata (Hoffmanns. Ex Link)

HUMIRIACEAE

- Sacoglottis guianensis* Benth. *

LAURACEAE

- Nectandra cuspidata* Nees *
N. hihua (Ruiz et Pavón) Rohwer *
Ocotea cf. hoehneii Vattimo

MALPIGHIACEAE

- Byrsonima crispa* Adr. Juss.
Heteropterys eglandulosa Adr. Juss. *
Mascagnia lasiandra (Adr. Juss.) Nied.

MELASTOMATACEAE

- Miconia cuspidata* Naud.
M. holosericea (L.) DC. *

MELIACEAE

- Guarea guidonea* (L.) Sleumer

MEMECYLACEAE

- Mouriri apiranga* Spruce ex Triana *

MIMOSACEAE

- Enterolobium schomburgkii* (Benth.) Benth.
Inga heterophylla Willd. *
Inga sp.

MONIMIACEAE

- Siparuna guianensis* Aubl. *

MORACEAE

- Brosimum rubescens* Taub. *
Ficus sp.

MYRISTICACEAE

Virola sebifera Aubl.

MYRTACEAE

Eugenia florida DC.

Myrcia amazonica DC.

Myrciaria floribunda (West ex Willd.) Berg. *

NYCTAGINACEAE

Neea hermaphrodita S. Moore

OLACACEAE

Chaunochiton kappleri (Sagot ex Engl.) Ducke

Minquartia guianensis Aubl. *

QUIINACEAE

Quiina parvifolia Lanj. & Heerdt

RUBIACEAE

Amaioua intermedia Mart. var. *brasiliانا* (A. Rich.) Steyerm. *

Uncaria guianensis (Aubl.) J. F. Gmel.

SAPINDACEAE

Cupania vernalis Cambess.

SAPOTACEAE

Pouteria cuspidata (A. DC.) Baehni *

P. cf. ramiflora (Mart.) Radlk.

Pouteria sp.

SIMAROUBACEAE

Simarouba amara Aubl.

TILIACEAE

Mollia lepidota Spruce ex Benth.

VERBENACEAE

Vitex panshiniana Moldenke

Tabela 6.2 – Comparações entre as características florísticas e estruturais da floresta monodominante (mono) de *B. rubescens* e da floresta mista adjacente (mista) em Nova Xavantina-MT. DR= densidade relativa, DoR= dominância relativa, DA= densidade absoluta e DoA= dominância absoluta. Valores relativos em % e valores absolutos em hectare (D=N/ha, Do= m²/ha).

Floresta	Espécies (N)	Gêneros (N)	Famílias (N)	Lianas			Espécies raras (%)	Índice de Shannon (H')	Equabilidade (J)
				Nº espécies	DR (%)	DoR (%)			
Mono	43	39	26	6	8,99	1,5	58	2,27	0,60
Mista	84	68	37	13	10,40	3,3	56	3,35	0,75

Floresta	Índice de Similaridade		Espécies comuns (N)	Espécies exclusivas (N)	Ind. tronco ramificado (%)	DA (n/ha)	DoA (m ² /ha)	DR <i>B. rubescens</i> (DAP≥5cm)
	Sørensen	Morisita						
Mono				8	1,6	1038	36,70	35,3
Mista	0,55	0,44	35	49	15	1124	23,84	2,4

Floresta	Nº indivíduos/hectare					Área Basal (m ²)/hectare					% AB > 20cm
	DAP ≤ 10cm	DAP > 10cm	DAP > 20cm	DAP > 30cm	DAP > 40cm	DAP ≤ 10cm	DAP > 10cm	DAP > 20cm	DAP > 30cm	DAP > 40cm	
Mono	475	563	338	213	40	1,83	34,87	31,27	24,88	7,76	85
Mista	554	570	218	85	35	2,43	21,41	16,68	11,22	6,81	70

As famílias com o maior número de espécies na floresta monodominante foram Annonaceae (6 espécies), Burseraceae (3), Hippocrateaceae (3) e Apocynaceae (3) e na floresta mista foram Chrysobalanaceae (7), Annonaceae (5), Bignoniaceae (5) e Caesalpiniaceae (5). Com relação à frequência, densidade e dominância relativas, que somadas expressam o índice de valor de importância (IVI), as famílias diferiram bastante entre as florestas estudadas. Na floresta monodominante, a família Moraceae, que apresentou o maior IVI, alcançou posição de destaque em função de uma elevada densidade relativa (35,3%), frequência relativa (20,4%) e dominância relativa (78,3%), representadas por uma única espécie (*B. rubescens*). A mesma família, na floresta mista, registrou valores muito inferiores (DR= 2,7%, FR= 3,8% e DoR= 2%), representando uma menor densidade e dominância. Hippocrateaceae, a família com o maior IVI na floresta mista, apresentou DR= 20,6%, FR= 11,2% e DoR= 8,1%, sendo que, na floresta monodominante estes valores foram DR= 12,5%, FR= 14,2% e DoR= 2,5%, denotando menor densidade e dominância. As famílias que apresentaram as maiores diferenças entre as florestas estudadas, em relação ao IVI, foram Moraceae, Caesalpiniaceae, Lauraceae, Bignoniaceae e Euphorbiaceae. As menores diferenças foram observadas para Rubiaceae, Malpighiaceae, Annonaceae e Myrtaceae (Figura 6.1).

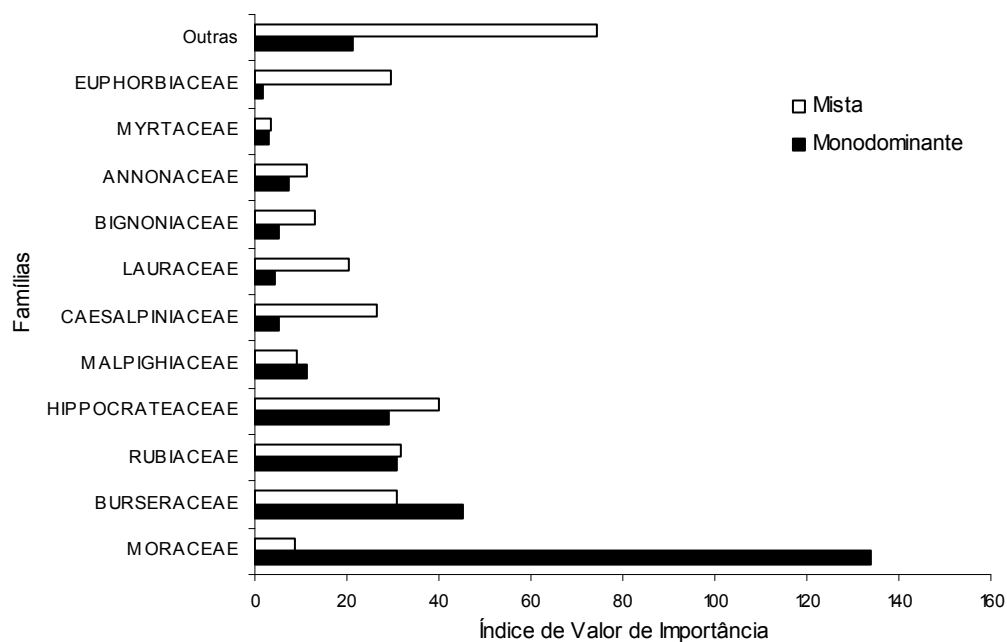


Figura 6.1 – Índice de valor de importância das famílias mais importantes da floresta monodominante de *B. rubescens* e da floresta mista adjacente, Nova Xavantina-MT.

O número de indivíduos por hectare (monodominante= 1038 e mista= 1124) não diferiu entre as florestas estudadas ($P= 0,078$), mas a área basal por hectare (monodominante= $36,7 \text{ m}^2/\text{ha}$ e mista= $23,8 \text{ m}^2/\text{ha}$) foi significativamente diferente ($P < 0,0001$) pelo teste de Mann-Whitney (Tabela 5.5, capítulo 5 e Tabela 6.3). As dez espécies mais importantes na floresta mista representaram 58% do IVI e na floresta monodominante as dez mais importantes representaram quase 90% do IVI. A espécie mais importante na floresta mista (*Cheilochlinium cognatum*) representou 12% do IVI e a mais importante da floresta monodominante (*Brosimum rubescens*) representou 44% do IVI de todas as espécies amostradas (Tabelas 5.5 e 6.3).

A floresta monodominante apresentou menor densidade e menor área basal para os indivíduos com $\text{DAP} < 10\text{cm}$, sendo que o número de indivíduos e a área basal para $\text{DAP} > 20\text{cm}$, $> 30\text{cm}$ e $> 40\text{cm}$ foi sempre menor na floresta mista. O número de espécies, indivíduos e a área basal das lianas na floresta mista foi maior do que na floresta monodominante. O percentual de espécies raras (1 ou 2 indivíduos) foi similar entre as

florestas e o número de indivíduos que apresentaram troncos ramificados foi cerca de dez vezes maior na floresta mista (Tabela 6.2).

Das espécies de maior IVI na floresta monodominante e na mista, seis foram registradas entre as dez mais importantes em ambas as florestas (*Protium pilosissimum*, *Amaioua intermedia*, *Cheiloclinium cognatum*, *Tetragastris altissima*, *Hymenaea courbaril* e *Ephedranthus parviflorus*). Apenas *E. parviflorus* ocupou a mesma posição (10^a) do IVI em ambas as florestas e *A. intermedia* ficou em 2^o lugar na floresta mista e em 3^o na monodominante (Tabela 5.5 e Tabela 6.3).

A maioria das espécies que ocuparam posições de destaque em termos de IVI nas florestas estudadas apresentou diferenças marcantes em relação à densidade (N/ha) e dominância absolutas (m²/ha). *Cheiloclinium cognatum* (maior IVI na floresta mista) apresentou 207 indivíduos/ha e 1,83 m²/ha na floresta mista, contra 103 e 0,78 na monodominante. *Brosimum rubescens* (maior IVI na monodominante) apresentou 27 ind./ha e 0,43 m²/ha na floresta mista, contra 367 e 28,7 na monodominante. *Arrabidaea* sp. apresentou a mesma densidade absoluta nas florestas estudadas, mas *Mouriri apiranga* apresentou 50 ind./ha na floresta mista e apenas 3 ind./ha na monodominante (Tabela 5.5 e Tabela 6.3).

Tabela 6.3 - Parâmetros fitossociológicos para as espécies com DAP ≥ 5cm amostradas em 0,6ha na floresta mista. Densidade absoluta (DA) e relativa (DR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância (IVI). Espécies em ordem decrescente de IVI. Valores absolutos em hectare (D=N/ha, Do= m²/ha) e valores relativos em %.

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVC	IVI
<i>Cheiloclinium cognatum</i>	206,7	18,40	71,67	9,82	1,829	7,67	26,07	35,89
<i>Amaioua intermedia</i>	126,7	11,20	61,67	8,43	2,311	9,69	20,89	29,32
<i>Tetragastris altissima</i>	65,0	5,79	46,67	6,36	2,729	11,43	17,22	23,58
<i>Hymenaea courbaril</i>	15,0	1,34	15,00	2,05	3,239	13,59	14,93	16,98
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i>	45,0	4,01	33,33	4,57	1,211	5,08	9,09	13,66
<i>Nectandra hihua</i>	65,0	5,74	31,67	4,34	0,804	3,37	9,11	13,45
<i>Mabea fistulifera</i>	80,0	7,12	25,00	3,42	0,619	2,60	9,72	13,14
<i>Mouriri apiranga</i>	50,0	4,45	33,33	4,57	0,329	1,38	5,83	10,40
<i>Protium pilosissimum</i>	45,0	4,01	35,00	4,79	0,200	0,84	4,85	9,64
<i>Ephedranthus parviflorus</i>	26,7	2,37	21,67	2,97	0,563	2,36	4,73	7,70
<i>Heteropterys eglandulosa</i>	33,3	2,97	25,00	3,42	0,299	1,25	4,22	7,64
<i>Brosimum rubescens</i>	26,7	2,37	23,33	3,20	0,436	1,82	4,19	7,39
<i>Minuartia guianensis</i>	13,3	1,19	13,33	1,83	0,824	3,45	4,64	6,47
<i>Inga heterophylla</i>	31,7	2,82	20,00	2,74	0,210	0,88	3,70	6,44
<i>Jacaranda copaia</i>	6,7	0,59	6,67	0,91	0,806	3,37	3,96	4,87
<i>Cordia sellowiana</i>	13,3	1,19	8,33	1,14	0,459	1,93	3,12	4,26
<i>Nectandra cuspidata</i>	18,3	1,63	13,33	1,83	0,163	0,68	2,31	4,14
<i>Arrabidaea</i> sp.	16,7	1,48	15,00	2,05	0,078	0,33	1,81	3,86
<i>Ocotea</i> cf. <i>hoehneii</i>	6,7	0,59	6,67	0,91	0,396	1,66	2,25	3,16

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVC	IVI
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	10,0	0,89	10,00	1,37	0,198	0,83	1,72	3,09
<i>Anthodon decussatum</i>	11,7	1,04	11,67	1,60	0,045	0,19	1,23	2,83
<i>Buchenavia capitata</i>	3,3	0,30	3,33	0,46	0,480	2,01	2,31	2,77
<i>Bauhinia coronata</i>	10,0	0,89	10,00	1,37	0,108	0,45	1,34	2,71
<i>Sacoglottis guianensis</i>	5,0	0,45	5,00	0,68	0,377	1,58	2,03	2,71
<i>Hippocratea volubilis</i>	11,7	1,04	10,00	1,37	0,055	0,23	1,27	2,64
<i>Apuleia leiocarpa</i>	3,3	0,30	3,33	0,46	0,419	1,76	2,06	2,52
<i>Aspidosperma discolor</i>	5,0	0,45	5,00	0,68	0,300	1,26	1,71	2,39
<i>Pouteria</i> sp.	3,3	0,30	3,33	0,46	0,383	1,61	1,91	2,37
<i>Diospyros sericea</i>	3,3	0,30	3,33	0,46	0,354	1,48	1,78	2,24
<i>Callichlamys latifolia</i>	10,0	0,89	8,33	1,14	0,031	0,13	1,02	2,16
<i>Caraipa</i> sp.	6,7	0,59	6,67	0,91	0,132	0,55	1,14	2,05
<i>Myrciaria floribunda</i>	8,3	0,74	6,67	0,91	0,087	0,36	1,10	2,01
<i>Hirtella glandulosa</i>	5,0	0,45	5,00	0,68	0,182	0,76	1,21	1,89
<i>Schefflera morototoni</i>	6,7	0,59	6,67	0,91	0,088	0,37	0,96	1,87
<i>Sloanea sinemariensis</i>	6,7	0,59	6,67	0,91	0,054	0,23	0,82	1,73
<i>Quiina parvifolia</i>	5,0	0,45	5,00	0,68	0,129	0,54	0,99	1,67
<i>Siparuna guianensis</i>	6,7	0,59	6,67	0,91	0,029	0,12	0,71	1,62
<i>Uncaria guianensis</i>	6,7	0,59	5,00	0,68	0,064	0,27	0,86	1,54
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,276	1,16	1,31	1,54
<i>Copaifera langsdorffii</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,262	1,10	1,25	1,48
<i>Pera coccinea</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,242	1,01	1,16	1,39
<i>Platypodium elegans</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,236	0,99	1,14	1,37
<i>Cordia trichotoma</i>	3,3	0,30	3,33	0,46	0,139	0,58	0,88	1,34
<i>Pera schomburgkiana</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,226	0,95	1,10	1,33
<i>Paragonia pyramidata</i>	5,0	0,45	5,00	0,68	0,022	0,09	0,54	1,22
<i>Duguetia marcgraviana</i>	3,3	0,30	3,33	0,46	0,104	0,44	0,74	1,20
<i>Unonopsis lindmanii</i>	5,0	0,45	5,00	0,68	0,012	0,05	0,50	1,18
<i>Pouteria</i> cf. <i>ramiflora</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,171	0,72	0,87	1,10
<i>Cupania vernalis</i>	5,0	0,45	3,33	0,46	0,037	0,16	0,61	1,07
<i>Virola sebifera</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,144	0,61	0,76	0,99
<i>Licania kunthiana</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,125	0,52	0,67	0,90
<i>Mascagnia lasiandra</i>	3,3	0,30	3,33	0,46	0,032	0,14	0,44	0,90
<i>Eugenia florida</i>	3,3	0,30	3,33	0,46	0,025	0,10	0,40	0,86
<i>Tapura amazonica</i>	3,3	0,30	3,33	0,46	0,024	0,10	0,40	0,86
<i>Arrabidaea candicans</i>	3,3	0,30	3,33	0,46	0,023	0,10	0,40	0,86
<i>Pouteria cuspidata</i>	3,3	0,30	3,33	0,46	0,016	0,07	0,37	0,83
<i>Terminalia</i> sp.	3,3	0,30	3,33	0,46	0,015	0,06	0,36	0,82
<i>Inga</i> sp.	3,3	0,30	3,33	0,46	0,009	0,04	0,34	0,80
<i>Hirtella gracilipes</i>	3,3	0,30	3,33	0,46	0,007	0,03	0,33	0,79
<i>Mollia lepidota</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,093	0,39	0,54	0,77
<i>Aspidosperma quirandy</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,085	0,36	0,51	0,74
<i>Chaunochiton kappleri</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,063	0,26	0,41	0,64
<i>Vitex panshiniana</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,061	0,26	0,41	0,64
<i>Hirtella burchellii</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,058	0,24	0,39	0,62
<i>Simarouba amara</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,050	0,21	0,36	0,59
<i>Oenocarpus distichus</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,045	0,19	0,34	0,57
<i>Cecropia pachystachya</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,038	0,16	0,31	0,54
<i>Byrsonima crispa</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,028	0,12	0,27	0,50
<i>Xylopia sericea</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,027	0,11	0,26	0,49
<i>Licania apetala</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,020	0,08	0,23	0,46
<i>Trattinnickia</i> sp.	1,7	0,15	1,67	0,23	0,019	0,08	0,23	0,46
<i>Peritassa laevigata</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,013	0,06	0,21	0,44
<i>Hirtella sprucei</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,011	0,05	0,20	0,43
<i>Miconia cuspidata</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,010	0,04	0,19	0,42
<i>Neea hermaphrodita</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,009	0,04	0,19	0,42
<i>Miconia holosericea</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,009	0,04	0,19	0,42
<i>Myrcia amazonica</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,009	0,04	0,19	0,42
<i>Hirtella hispidula</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,005	0,02	0,17	0,40

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVC	IVI
<i>Forsteronia</i> sp.	1,7	0,15	1,67	0,23	0,004	0,02	0,17	0,40
<i>Guarea guidonea</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,004	0,02	0,17	0,40
<i>Odontadenia puncticulosa</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,004	0,02	0,17	0,40
<i>Xylopia aromatica</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,004	0,02	0,17	0,40
<i>Aspidosperma subincanum</i>	1,7	0,15	1,67	0,23	0,004	0,02	0,17	0,40
<i>Ficus</i> sp.	1,7	0,15	1,67	0,23	0,003	0,02	0,17	0,40
TOTAL	1123,3	100,0	730,08	100,0	23,843	100,0	300,0	300,0

Intervalo de Confiança (P= 0,95): Densidade= [1039 – 1207]; Dominância= [20,44 – 27,24]

A distribuição dos diâmetros dos indivíduos vivos com $DAP \geq 5\text{cm}$, amostrados na floresta monodominante e na floresta mista, apresentou uma tendência decrescente com a maioria dos indivíduos concentrados na classe de 5 a 10cm (Figura 6.2), sendo que a distribuição dos diâmetros foi diferente entre as duas florestas (teste de Kolmogorov-Smirnov, $D= 0,173$, $P < 0,05$).

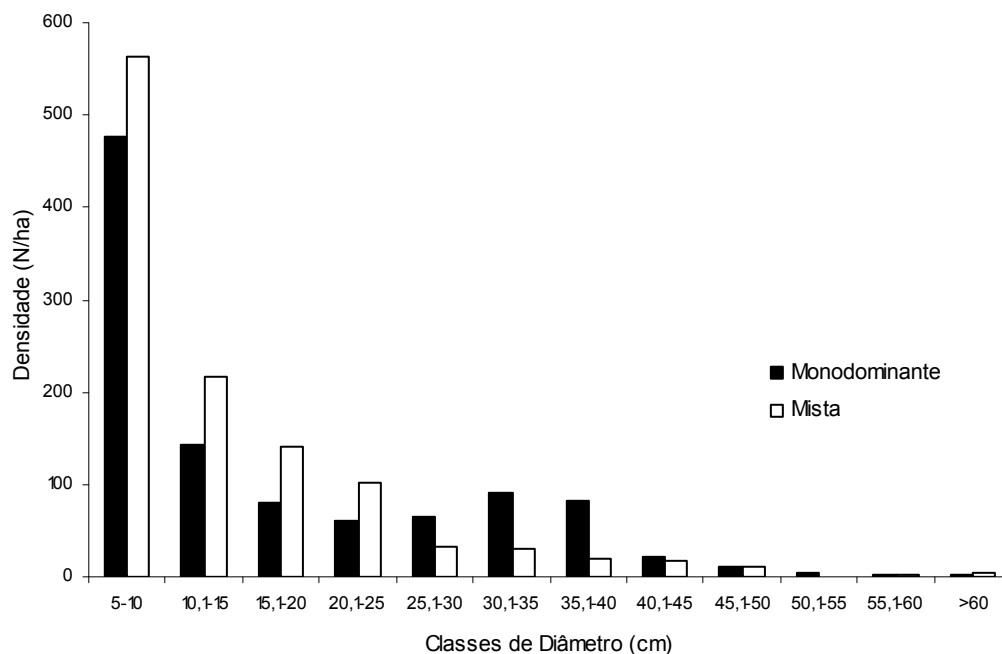


Figura 6.2 – Distribuição da densidade dos troncos pelas classes de diâmetro (Intervalo de classes= 5cm) dos indivíduos vivos da floresta monodominante de *B. rubescens* e da floresta mista adjacente, Nova Xavantina-MT.

A distribuição das alturas dos indivíduos vivos amostrados nas florestas foi significativamente diferente (teste de Kolmogorov-Smirnov, $D= 0,365$, $P< 0,0001$). Na floresta monodominante foi possível identificar uma estratificação distinta composta por três níveis em um padrão de distribuição bimodal (vide item 5.3.4.1, Capítulo 5). Na floresta mista, o padrão de distribuição das alturas foi unimodal com uma estratificação caracterizada basicamente por dois níveis (Figura 6.3). O estrato inferior, formado por indivíduos com alturas até 10m e espécies do sub-bosque e o estrato intermediário/superior, formado por indivíduos com alturas superiores a 10m e espécies que compõem o dossel da floresta. O diagrama de perfil da floresta monodominante (Figura 6.4) demonstra que esta apresentou um dossel mais elevado e uniforme quando comparada com a floresta mista (Figura 6.5).

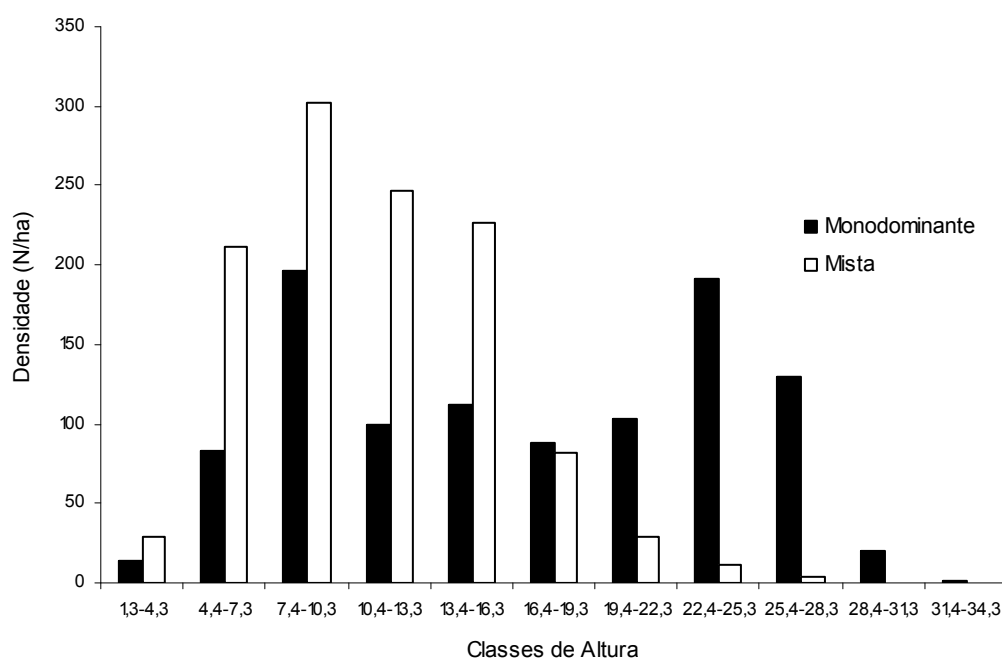


Figura 6.3 – Distribuição da densidade pelas classes de altura (Intervalo de classes= 4m) dos indivíduos vivos da floresta monodominante de *B. rubescens* e da floresta mista adjacente, Nova Xavantina-MT.



Figura 6.4 - Diagrama de perfil da floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, Nova Xavantina-MT. Distância e altura em metros. Br (*Brosimum rubescens*); Ai (*Amaioua intermedia*); Cc (*Cheilochlinium cognatum*); Mg (*Minuartia guianensis*); Pp (*Protium pilosissimum*); Ta (*Tetragastris altissima*); Mv (*Micropholis venulosa*); Ca (*Caraipa* sp.); He (*Heteropterys eglandulosa*); A (*Arrabidaea* sp.).



Figura 6.5 - Diagrama de perfil da floresta mista, Nova Xavantina-MT. Distância e altura em metros. Ai (*Amaioua intermedia*); Ep (*Ephedranthus parviflorus*); Ce (*Chaetocarpus echinocarpus*); He (*Heteropterys eglandulosa*); Cc (*Cheiloclinium cognatum*); Ma (*Mouriri apiranga*); Mf (*Myrciaria floribunda*); Vp (*Vitex panshiniana*); Nh (*Nectandra hihua*); Ds (*Diospyros sericea*).

6.3.2 Similaridade

Os resultados da similaridade entre a floresta monodominante e a floresta mista adjacente foram apresentados na Tabela 6.2. A similaridade foi elevada entre as duas florestas pelo índice de Sørensen (0,55), que considera apenas a presença e ausência das espécies. Pelo índice de Morisita a similaridade foi mais baixa (0,44), pois este considera a abundância das espécies. Neste caso, apesar da identidade florística ser alta, a semelhança estrutural é menor. Como exemplo, observou-se que *B. rubescens*, que ocorreu em ambas as áreas, apresentou cerca de 14 vezes mais indivíduos na floresta monodominante do que na floresta mista.

6.3.3 Solos

As propriedades dos solos variaram entre as florestas (exceto os teores de P e K), sendo os valores do pH, Ca, Mg e Mn superiores na floresta mista e o percentual de cascalho (composto predominantemente por concreções lateríticas) e os níveis de Fe superiores na floresta monodominante (Tabela 6.4). De forma geral, os solos foram ácidos e álicos, em ambas as florestas, com baixa concentração de fósforo e cátions trocáveis, elevada concentração de ferro e níveis intermediários de potássio. Uma característica marcante refere-se à elevada proporção de Mg em relação aos níveis de Ca no solo (Mg/Ca), principalmente na floresta monodominante.

Tabela 6.4 – Propriedades químicas e percentual de cascalho dos solos (0 a 10cm) da floresta monodominante de *B. rubescens* (Mono) e da floresta mista adjacente (Mista), Nova Xavantina-MT. Comparações entre as florestas através do Teste *t*. Os valores são as médias e o desvio padrão (DP).

Floresta	Casc (%)	pH H ₂ O	pH KCl	Al	Ca (cmol (+) kg ⁻¹)	Mg (cmol (+) kg ⁻¹)	K	Mg/Ca	P	Fe (mg kg ⁻¹)	Mn
Mono	38,6 (18,9)	4,26 (0,10)	3,68 (0,10)	2,20 (0,36)	0,07 (0,07)	0,21 (0,17)	0,22 (0,06)	3,50 (1,14)	2,88 (0,90)	240,6 (25,3)	16,9 (7,9)
Mista	28,5 (19,0)	5,00 (0,18)	4,03 (0,14)	0,74 (0,25)	0,66 (0,35)	1,09 (0,47)	0,21 (0,05)	1,80 (0,90)	3,18 (0,92)	87,7 (25,6)	42,7 (20,1)
<i>P</i>	**	***	**	***	***	***	n.s.	***	n.s.	***	***

n.s.= diferença não significativa, **, P≤0,01 e ***P≤0,0001

6.3.4 Folhas

Em todas as espécies estudadas as concentrações de potássio, fósforo e cobre foram maiores na floresta mista e as concentrações de ferro e manganês foram maiores nas folhas da floresta monodominante (Tabela 6.5).

Em alguns casos, as diferenças observadas nas concentrações de nutrientes das folhas refletiram as diferenças na fertilidade dos solos. O solo da floresta monodominante apresentou maiores níveis de Al e Fe, se refletindo nas folhas, que também apresentaram maiores concentrações destes elementos. O solo da floresta mista apresentou maiores concentrações de Mg, sendo o mesmo registrado no tecido foliar. Entretanto, ocorreram casos em que a concentração dos elementos no solo não correspondeu às concentrações foliares. Assim, os valores de Ca e Mn foram menores no solo da floresta monodominante, sendo que, para Ca, foram similares e para Mn foram maiores nas folhas, quando comparados com a floresta mista adjacente (Tabelas 6. 4 e 6.5).

De acordo com Gauch (1972) e Araújo & Haridasan (1988), plantas que apresentam mais do que $300\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de Mn nas folhas são consideradas acumuladoras de manganês. No presente estudo, duas espécies atenderam a este critério na floresta monodominante, *Brosimum rubescens* e *Myrciaria floribunda* (Tabela 6.5).

Comparando-se os resultados das análises foliares observou-se que *B. rubescens*, na maioria das vezes, apresentou resultados similares a pelo menos uma das espécies avaliadas (teste de Kruskal-Wallis, $P > 0,05$). Neste caso, o único elemento registrado nas análises foliares de *B. rubescens*, cujos níveis diferiram totalmente das outras espécies (*A. intermedia*, *C. cognatum*, *P. pilosissimum* e *M. floribunda*) foi o manganês, tanto na floresta monodominante quanto na mista.

Tabela 6.5 – Concentrações de nutrientes nas folhas em espécies comuns à floresta monodominante de *B. rubescens* (Mono) e à floresta mista adjacente (Mista), Nova Xavantina-MT. Amostras foliares (n=10) coletadas em seis indivíduos adultos de cada espécie. Comparações entre as florestas através do Teste de Mann-Whitney. Os valores são as médias e o desvio padrão (DP).

Espécies	Floresta	Ca mgg ⁻¹	Mg mgg ⁻¹	K mgg ⁻¹	P (mgkg ⁻¹)	Fe (mgkg ⁻¹)	Mn (mgkg ⁻¹)	Zn (mgkg ⁻¹)	Cu (mgkg ⁻¹)	Al (mgkg ⁻¹)
<i>B. rubescens</i>	Mono	4,3 (0,6)	2,0 (0,2)	3,8 (0,9)	0,08 (0,009)	88,9 (11,8)	448,5 (46,9)	16,6 (2,7)	10,8 (6,4)	141,2 (48,8)
	Mista	3,0 (1,1)	2,3 (0,5)	8,1 (1,6)	0,13 (0,05)	41,6 (14,3)	251,2 (53,6)	16,6 (1,6)	24,7 (7,4)	120,8 (12,3)
	<i>P</i>	n.s.	n.s.	*	*	*	*	n.s.	*	n.s.
<i>A. intermedia</i>	Mono	4,5 (0,9)	1,8 (0,2)	3,2 (1,1)	0,06 (0,01)	95,8 (9,6)	59,3 (42,9)	14,6 (3,4)	11,7 (2,5)	161,2 (43,3)
	Mista	3,1 (0,4)	2,1 (0,1)	7,9 (2,1)	0,09 (0,02)	25,5 (2,9)	29,5 (7,6)	6,5 (0,6)	17,7 (3,5)	123,6 (33,2)
	<i>P</i>	*	n.s.	**	**	**	*	**	**	n.s.
<i>P. pilosissimum</i>	Mono	3,3 (0,7)	1,8 (0,2)	2,4 (0,5)	0,08 (0,01)	151,4 (35,1)	41,3 (6,4)	16,8 (4,5)	8,4 (1,8)	252,6 (52,4)
	Mista	3,5 (0,8)	2,1 (0,2)	6,1 (0,8)	0,10 (0,04)	55,9 (20,0)	27,6 (7,6)	8,4 (1,2)	10,9 (1,5)	149,8 (21,2)
	<i>P</i>	n.s.	n.s.	**	**	**	**	**	n.s.	**
<i>C. cognatum</i>	Mono	10,8 (2,4)	2,4 (0,3)	2,2 (0,2)	0,05 (0,007)	49,9 (19,2)	20,2 (4,8)	10,1 (1,7)	5,4 (1,2)	125,7 (33,9)
	Mista	9,6 (4,3)	2,5 (0,4)	5,4 (1,9)	0,07 (0,003)	29,8 (8,6)	12,0 (2,9)	8,8 (2,9)	8,2 (1,1)	111,8 (28,6)
	<i>P</i>	n.s.	n.s.	*	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.
<i>M. floribunda</i>	Mono	4,0 (1,2)	1,6 (0,3)	2,5 (0,6)	0,04 (0,003)	45,3 (6,8)	372,6 (32,2)	14,4 (3,2)	12,0 (2,6)	133,2 (18,5)
	Mista	2,9 (1,6)	1,7 (0,2)	3,8 (6,0)	0,05 (0,001)	34,7 (6,2)	265,6 (289,0)	16,4 (4,4)	25,1 (6,7)	79,2 (48,0)
	<i>P</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.
Todas	Mono	4,8 (0,3)	1,9 (0,3)	3,0 (0,9)	0,06 (0,02)	88,4 (41,2)	236,6 (221,9)	14,3 (3,8)	9,4 (3,9)	169,9 (60,1)
	Mista	4,7 (0,3)	2,1 (0,4)	6,9 (2,6)	0,09 (0,02)	35,9 (17,0)	90,3 (89,1)	10,4 (4,5)	15,9 (7,7)	120,3 (34,8)
	<i>P</i>	n.s.	n.s.	***	***	***	**	**	***	n.s.

n.s.= diferença não significativa, * P≤0,05 ** P≤0,01 e ***P≤0,0001

6.3.5 Análise Multivariada

Os resultados da análise de correspondência canônica (CCA) são apresentados na Tabela 6.6 e Figura 6.6. Os autovalores dos dois primeiros eixos foram 0,426 e 0,162, sendo que o primeiro apresentou um gradiente mais amplo, separando as parcelas da floresta monodominante das parcelas da floresta mista. O menor autovalor do segundo eixo indica a ocorrência de um gradiente mais curto, onde a maioria das espécies estaria variando em função de sua abundância (ter Braak 1995). A correlação entre as espécies e as variáveis ambientais foi expressiva para os dois primeiros eixos: 0,90 e 0,70.

As variâncias acumulativas para os dados das espécies foram 5,4%, 7,5%, 9,2% e 10,5%, respectivamente. Para a relação espécies-variáveis ambientais as variâncias

acumulativas foram 39,6%, 54,6%, 66,9% e 76,4%, respectivamente. O percentual das variâncias acumulativas relacionado à abundância das espécies foi baixo, provavelmente, como resultado da “contração” do eixo da CCA em função da combinação linear com as variáveis ambientais, que podem causar a omissão de algumas variâncias das espécies (Oliveira-Filho *et al.* 2001). Entretanto, o baixo percentual de variâncias para as espécies é normal em dados de vegetação e não prejudica o significado das relações espécies-variáveis ambientais (ter Braak 1986). No presente estudo, tanto as correlações quanto os percentuais de variâncias acumulativas entre espécies e variáveis ambientais foram altos. O teste de permutação de Monte Carlo indicou que a abundância das espécies esteve significativamente correlacionada com as variáveis ambientais para os dois primeiros eixos ($P= 0,01$).

Para o primeiro eixo as variáveis com os maiores coeficientes canônicos foram pH_{H₂O}, Al, Ca e Mg/Ca. O pH_{H₂O} foi forte e negativamente correlacionado com Al, Fe e Mg/Ca e positivamente com Ca e Mg. Al, Ca e Mg/Ca estiveram negativamente correlacionados entre si (Tabela 6.6). *Brosimum rubescens*, a espécie mais abundante da floresta monodominante apresentou elevada correlação positiva com o primeiro eixo de ordenação (Figura 6.6). Excluindo-se esta espécie da análise observou-se uma pequena redução, tanto nos autovalores quanto nos coeficientes de correlação do primeiro e segundo eixos.

Tabela 6.6 – Análise de Correspondência Canônica: correlações “intra-set” (coeficiente de correlação entre a variável ambiental e o respectivo eixo de ordenação) e matriz de correlações para as oito variáveis ambientais utilizadas na análise.

	Correlações “intra-set”		pH	Al	Ca	Mg	Mg/Ca	%Casc.	Fe	Mn
	Eixo 1	Eixo 2								
pH _{H₂O}	-0,95	-0,20	1,00							
Al	0,87	0,31	-0,94	1,00						
Ca	-0,91	-0,25	0,90	-0,86	1,00					
Mg	-0,66	-0,54	0,72	-0,68	0,74	1,00				
Mg/Ca	0,54	0,04	-0,56	0,54	-0,64	-0,13	1,00			
%Casc.	0,41	-0,35	-0,26	0,32	-0,11	0,04	0,11	1,00		
Fe	0,87	0,43	-0,90	0,90	-0,88	-0,75	0,55	0,22	1,00	
Mn	-0,50	-0,65	0,65	-0,62	0,75	0,73	-0,32	0,25	-0,61	1,00

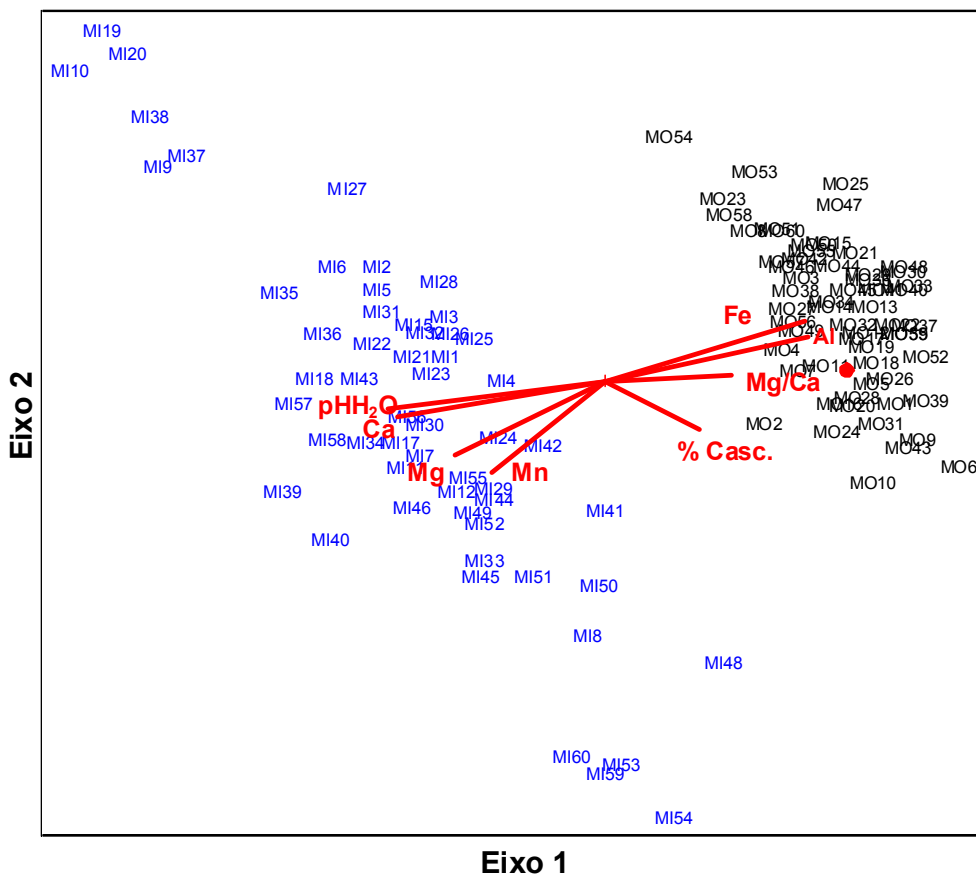


Figura 6.6 – Diagrama de ordenação resultante da análise de correspondência canônica. Valores de abundância de 74 espécies em 120 parcelas de 10x10m. Relação entre as parcelas (floresta mista= MI e floresta monodominante= MO) e as variáveis ambientais (vetores). $\% Casc.$ = percentual de cascalho. Ponto vermelho= posição de *Brosimum rubescens* na ordenação.

6.4 DISCUSSÃO

6.4.1 Riqueza, diversidade e parâmetros estruturais

Considerando-se as espécies amostradas nas duas florestas em 2004, observou-se que 48% das que ocorreram na monodominante e 43% das espécies da mista podem ser classificadas como de distribuição nuclear na Província Amazônica (Ackerly *et al.* 1989, Prado & Gibbs 1993, Oliveira-Filho & Ratter 1995, Pinto & Oliveira-Filho 1999, Felfili *et al.* 2001b, Ivanauskas *et al.* 2004). Ratter *et al.* (1973) denominaram de “Floresta Seca” o tipo de floresta sobre solos pobres em nutrientes, típica da região nordeste do estado de Mato Grosso. Dentre as espécies listadas por Ratter *et al.* (1973), como características de

floresta seca, 40% também ocorreram na floresta monodominante de *B. rubescens* e 50% ocorreram na floresta mista adjacente.

A diversidade de espécies da floresta monodominante foi menor do que a da floresta mista adjacente. O valor registrado na floresta mista foi similar aos observados em florestas de galeria do bioma Cerrado e em algumas florestas da Amazônia (Campbell *et al.* 1986, Oliveira-Filho 1989, Felfili 1994, Pinto & Oliveira-Filho 1999, Silva-Júnior 1999, Rodrigues *et al.* 2003, Ivanauskas *et al.* 2004). Apesar do número de espécies ter sido menor na floresta monodominante, as espécies co-dominantes com *B. rubescens* foram basicamente as mesmas (ex: *Cheiloclinium cognatum*, *Amaioua intermedia*, *Tetragastris altissima*) que também apareceram entre as mais comuns e importantes na floresta mista. Entretanto, é importante ressaltar que ocorrem diferenças estruturais entre ambas as florestas estudadas (serão discutidas mais adiante). Henkel (2003), verificou que as espécies mais comuns no dossel da floresta monodominante de *Dicymbe corymbosa*, na Guiana, eram as mesmas na floresta mista adjacente, mas concluiu que tais florestas diferiram basicamente pela dominância do dossel superior.

Uma porção de floresta monodominante de *B. rubescens*, estudada na Reserva Indígena Areões (Marimon *et al.* 2001b), distante cerca de 100km da floresta em questão, apresentou diversidade de Shannon-Wiener de 3,12 nats/ind., equabilidade de 0,77 e menor dominância da espécie principal. O valor do índice de diversidade de Shannon-Wiener registrado no presente estudo para a floresta monodominante está entre os menores já registrados em florestas neotropicais (Gentry 1988, Nascimento *et al.* 1997, Henkel 2003, Ivanauskas *et al.* 2004, para $DAP \geq 10\text{cm}$). Neste caso, comparando-se as duas manchas de floresta monodominante (Fazenda, presente estudo= 2,27 e Reserva Indígena= 3,12) e a floresta mista (3,35) é possível supor que à medida que *B. rubescens* aumenta sua monodominância, menos espaço e recursos ficariam disponíveis para as outras espécies e a tendência seria a diminuição na diversidade por exclusão competitiva.

A mesma tendência foi registrada na equabilidade, que diminuiu à medida que aumentou a dominância de *B. rubescens*. Nascimento *et al.* (1997) verificaram um aumento na diversidade de espécies e na equabilidade ($DAP \geq 10\text{cm}$, índices de Shannon-Wiener e Pielou) entre a floresta monodominante de *Peltogyne gracilipes* (2,58 e 0,79) e uma floresta sem a ocorrência desta espécie (3,37 e 0,90). De acordo com Huston (1979), as variações de espécies entre diferentes locais podem estar associadas ao fato de que as comunidades encontram-se em equilíbrio competitivo.

A composição de espécies registrada na floresta monodominante de *B. rubescens* da Reserva Indígena Areões (Marimon *et al.* 2001b) não foi exatamente a mesma registrada na floresta monodominante do presente estudo (considerando-se as outras espécies associadas à monodominante). Neste caso, a não-padronização na composição de espécies dificulta uma classificação florística da floresta monodominante de *B. rubescens*, mas por outro lado, reforça a sugestão de que a monodominância seria adquirida a partir de interações bióticas que aumentariam as habilidades competitivas desta espécie, tal como foi observado por Torti *et al.* (2001) e Henkel (2003), em florestas monodominantes.

A presença de *B. rubescens* na floresta mista (árvores e plântulas) sugere que esta espécie também pode tolerar o sombreamento promovido pelas outras espécies. Assim, estudos de longo prazo serão indispensáveis para verificar se a floresta mista encontra-se em uma fase sucessional em direção a uma maior dominância desta espécie ou não. Martijena & Bullock (1994), verificaram em uma floresta mista (adjacente), uma tendência no aumento da dominância da espécie monodominante. Por outro lado, Read *et al.* (2000), observaram que a diversidade de espécies em uma floresta na Austrália aumentou com o tempo, reduzindo-se assim a monodominância.

A dominância de *B. rubescens* registrada na floresta monodominante (78,3%, DAP > 5cm) está entre os maiores valores já registrados para espécies monodominantes em florestas neotropicais (Davis & Richards 1934, Beard 1946, Martijena & Bullock 1994, Henkel 2003). Os valores registrados para a dominância de *B. rubescens* também foram superiores àqueles registrados para *Peltogyne gracilipes*, uma espécie monodominante da Amazônia (Nascimento *et al.* 1997).

A área basal/ha observada na floresta de *B. rubescens* (36,7 m²/ha) foi similar aos resultados registrados por Pitman *et al.* (2001), para 24 áreas de floresta de terra firme na Amazônia (≈30 m²/ha) e esteve entre os limites de 30-40 m²/ha, observados por Lamprecht (1972) em florestas da América do Sul. A floresta estudada (monodominante) pode ser enquadrada na categoria de “floresta densa” sugerida por Pires & Prance (1985) para florestas com área basal ≥ 24 m²/ha e também atende aos valores (≈ 25 m²/ha) propostos por Brown & Iverson (1992) para florestas tropicais maduras. Os valores também foram similares aos registrados em outras florestas tropicais monodominantes, como na floresta de *Gilbertiodendron* no Congo (≈ 34 m²/ha) (Hart *et al.* 1989), na de *Peltogyne* em Roraima (25,2-43,1 m²/ha) (Nascimento *et al.* 1997) e na de *Dicymbe*, na Guiana (38,4-52,5 m²/ha) (Henkel 2003).

Na floresta mista, o maior número de espécies, o percentual de lianas (densidade e dominância relativas) e o maior percentual de indivíduos com troncos ramificados também refletem uma diferença estrutural marcante em relação à floresta monodominante. Baseando-se na área basal (23,84 m²/ha), a floresta mista pode ser enquadrada na categoria de floresta aberta, proposta por Pires & Prance (1985). Neste caso, o maior número de indivíduos com troncos ramificados e a maior ocorrência de lianas também podem refletir uma condição de floresta aberta sujeita a distúrbios mais frequentes. Nas florestas de *Gilbertiodendron* (Hart *et al.* 1989) e de *Peltogyne* (Nascimento *et al.* 1997), a área basal da floresta monodominante e da mista foram mais equitativas, enquanto na floresta de *Dicymbe* (Henkel 2003) as porções de floresta monodominante apresentaram em média 1,5 vezes maior área basal do que as porções de floresta mista. O mesmo foi observado entre a floresta monodominante de *B. rubescens* e a floresta mista adjacente, onde a porção monodominante apresentou área basal 1,5 vezes maior do que a mista.

As distribuições dos diâmetros e das alturas foram diferentes entre a floresta monodominante e a floresta mista e o padrão que determinou estas diferenças foi a maior ou menor presença de *B. rubescens*. Os diâmetros da floresta mista apresentaram uma distribuição seguindo o modelo do J-reverso (exponencial negativa), tal como normalmente é observado em florestas tropicais heterogêneas (Oliveira-Filho *et al.* 1994, Silva-Júnior 1995, 1999, Felfili 1997a, Pinto & Oliveira-Filho 1999, Marimon *et al.* 2001c, Ivanauskas *et al.* 2004). A distribuição dos diâmetros da floresta monodominante não se enquadrou perfeitamente no modelo do J-reverso, pois nos diâmetros maiores houve uma concentração de indivíduos de *B. rubescens* (veja discussão detalhada no item 5.4.4.2, capítulo 5). Henkel (2003), comparando uma floresta monodominante e uma mista na Guiana, observou que a distribuição das classes de diâmetro contrastou entre ambas. Por outro lado, Read *et al.* (2000) não encontrou diferença nas curvas da distribuição de diâmetros de uma floresta monodominante e uma mista na Austrália.

Com relação à estrutura vertical observou-se que a distribuição das classes de altura na floresta mista apresentou um padrão do tipo sigmóide, similar ao descrito para florestas tropicais heterogêneas (Felfili 1997a, Pinto & Oliveira-Filho 1999, Marimon *et al.* 2001c). O padrão de distribuição das alturas da floresta monodominante foi muito diferente do registrado na floresta mista. Neste caso, a predominância de indivíduos de grande porte de *B. rubescens* nas maiores classes de altura foi o ponto determinante na delimitação do padrão irregular (bimodal) apresentado na floresta monodominante (veja discussão no item 5.4.4.2, capítulo 5).

6.4.2 Similaridade

A similaridade florística entre as florestas estudadas foi elevada. Entretanto, as diferenciações registradas através do índice de Sørensen estiveram basicamente relacionadas à maior riqueza da floresta mista e, a maior diferença representada pelo índice de Morisita, esteve relacionada à elevada densidade da espécie monodominante. Cerca de 81% das espécies da floresta monodominante também foram observadas na floresta mista, enfatizando que a diferença entre ambas deveu-se, principalmente, à monodominância de *B. rubescens*. Uma coincidência de espécies tem sido encontrada em diversas florestas monodominantes e mistas adjacentes (Newbery *et al.* 1988, Hart *et al.* 1989, Hart 1990, Read *et al.* 2000, Henkel 2003). Neste caso, de acordo com Read *et al.* (2000), esta similaridade de espécies entre uma floresta monodominante e uma mista adjacente seria consistente com o fato da floresta monodominante encontrar-se em uma fase sucessional.

6.4.3 Solos e Folhas

Os solos de ambas as florestas (monodominante e mista) são distróficos ($\text{Ca}+\text{Mg} < 2,0\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$) ácidos álicos, com baixa concentração de fósforo e cátions trocáveis e elevada concentração de ferro. De acordo com Malavolta (1976), Cochrane (1989) e Reatto *et al.* (1998) os níveis de pH encontrados no presente estudo correspondem à acidez alta e os níveis de Al representam toxidez moderada (mista) e alta (monodominante). Ca foi baixo em ambas as florestas e Mg foi baixo na monodominante e médio na mista (Reatto *et al.* 1998, Furley & Ratter 1988).

Os teores de P encontrados nas áreas estudadas são muito baixos (EMGOPA 1988), mas estão de acordo com a amplitude registrada em solos do bioma Cerrado (Reatto *et al.* 1998). Os níveis de K ficaram acima da faixa encontrada em Latossolos no cerrado, que varia de 14,4 a 36mg/l (Adámoli *et al.* 1986, Reatto *et al.* 1998). Os níveis de Mn no solo foram médios para as duas florestas (Lopes 1984) e no caso do Fe, ambas as florestas apresentaram resultados que estiveram acima do nível máximo registrado por Galvão (1986), de 74ppm, calculado a partir de 518 amostras em solos de cerrado. No caso, o solo da floresta monodominante apresentou níveis de Fe cerca de três vezes superiores aos da floresta mista adjacente.

Araújo & Haridasan (1988), para solos distróficos sob florestas na região central do Brasil e Ratter (1992), em análises de amostras superficiais de solos sob matas secas e

cerradões distróficos, em Mato Grosso, registraram valores similares aos encontrados no presente estudo, confirmando o caráter distrófico dos solos em questão.

Comparando-se os resultados registrados nos solos da floresta monodominante de *B. rubescens* e da floresta mista adjacente com a floresta de *Peltogyne gracilipes* na Amazônia (Nascimento *et al.* 1997), observou-se que os teores de Ca, Mg e K foram muito inferiores no presente estudo, também reforçando o padrão distrófico do solo em questão. Por outro lado, o teor de Fe registrado na floresta monodominante de *B. rubescens* foi muito superior aos teores verificados na floresta mista adjacente, sob florestas mistas do Brasil central (Araújo & Haridasan 1988, Felfili 1994) e sob cerrado (Galvão 1986, Marimon-Júnior 2003). Assim, é possível que a elevada concentração de Fe no solo desta floresta monodominante, também registrado na floresta de *B. rubescens* da Reserva Indígena Areões (Marimon *et al.* 2001b), seja importante na definição do seu padrão de monodominância, visto que os níveis tóxicos deste elemento (Malavolta 1976) podem ser limitantes para o crescimento de certas espécies.

Por toda a extensão da floresta monodominante foi possível visualizar pontos ocasionais com afloramentos de concreções lateríticas (pedra canga). Foram observados desde pequenos blocos maciços até porções cobertas por fragmentos de cascalho. A ocorrência destes cascalhos foi registrada em ambas as florestas estudadas, com predominância na monodominante. Apesar destas concreções já terem sido registradas para diversas áreas do bioma Cerrado (Askew *et al.* 1971, Furley & Ratter 1988, Reatto *et al.* 1998), não há informações sobre a relação destas com comunidades vegetais. Se tais concreções apresentam alguma relação com a ocorrência de florestas de *B. rubescens*, ainda precisa ser investigado.

Read *et al.* (1995) observaram que a monodominância de espécies de *Nothofagus* ocorria em solos com elevadas concentrações de níquel, cromo e manganês. Considerando-se que o solo sob a floresta monodominante de *B. rubescens* apresentou menor concentração de Mn do que o solo da floresta mista é possível supor que a concentração deste elemento no solo parece não estar relacionada com a monodominância da espécie.

O fato de *B. rubescens* conseguir ocupar abundantemente áreas (florestas monodominantes) com solos de reduzida fertilidade (cátions trocáveis), elevada concentração de Al tóxico e baixo pH, pode significar que esta espécie seja tolerante às condições de estresse e, quando comparada às demais espécies associadas, apresentaria maior sucesso na ocupação destas áreas. No caso da floresta mista, onde os níveis de fertilidade foram maiores, *B. rubescens* não apresentaria vantagens competitivas sobre as

outras espécies e, portanto, permaneceria com uma população muito menor. Grime (1977) observou que solos com baixa fertilidade seriam explorados com maior sucesso por espécies tolerantes a condições de estresse. Esses solos privilegiariam espécies com baixos requerimentos nutricionais e tais características seriam determinantes na competição entre as espécies (Silva 2002).

A sugestão de que a espécie monodominante apresentaria vantagens sob condições de estresse precisa ser melhor investigada. Em primeiro lugar porque, com exceção do Mn, os níveis de nutrientes nas folhas de *B. rubescens* foram similares às demais espécies e não seria possível identificar, em princípio, alguma vantagem desta com relação a um suposto aproveitamento mais eficiente dos nutrientes. Em segundo lugar, porque na mancha de floresta monodominante da Reserva Indígena Areões (Marimon *et al.* 2001b), onde a dominância de *B. rubescens* foi menor, as características do solo foram similares à floresta monodominante do presente estudo.

Um fator importante identificado na comparação entre as duas florestas estudadas foi a maior relação Mg/Ca no solo da floresta monodominante. Neste caso, apesar do solo desta floresta ser distrófico (inclusive com menores níveis de Ca e Mg do que na floresta mista, que também está sobre solo distrófico), a elevada relação Mg/Ca pode ser uma característica edáfica importante, pois segundo Cochrane (1989), o balanço entre Ca e Mg pode ser um critério muito mais útil para avaliar a diferença entre fitofisionomias distintas do que a deficiência de Ca.

A elevada relação Mg/Ca já foi mencionada em outras florestas monodominantes. Nascimento *et al.* (1997) registraram maior relação Mg/Ca para uma floresta de *Peltogyne gracilipes* em Roraima e Read *et al.* (1995), estudando florestas monodominantes na Oceania, também registraram níveis elevados de Mg/Ca. Proctor *et al.* (1989), observaram que a habilidade de regular os níveis foliares de Mg/Ca, pela exclusão de Mg ou através do aumento de Ca (ou ambos), é uma adaptação importante nas plantas que ocorrem sobre solos ultramáficos ou solos não-ultramáficos com elevados níveis de Mg. Apesar do solo da floresta de *B. rubescens* não apresentar elevados teores de Mg, tal como os solos estudados pelos referidos autores, na relação Mg/Ca do solo estudado há uma forte predominância de Mg, fato este que pode favorecer plantas com uma estratégia fisiológica adaptada a tais condições.

Ao analisarmos os resultados das concentrações de nutrientes nas folhas das espécies avaliadas no presente estudo, verificamos que os níveis de Ca, Mg e da relação Mg/Ca de *B. rubescens* sempre foram similares a uma ou mais espécies comparadas. Isto

pode ser um indicativo de que a elevada relação Mg/Ca no solo desta floresta, por si só, não seria suficiente para explicar a dominância de *B. rubescens*. Neste caso, provavelmente, outros fatores bióticos e abióticos devem estar envolvidos na causa da monodominância desta espécie, reforçando o que foi observado por Torti *et al.* (2001), segundo os quais não há apenas um mecanismo responsável pela monodominância de uma espécie e sim diversos atuando em conjunto.

A partir da análise de correspondência canônica (CCA), observou-se que o primeiro eixo indicou uma forte separação entre as parcelas da floresta monodominante e as parcelas da floresta mista. Neste caso, a floresta mista estaria relacionada a maiores níveis de Ca, Mg e Mn e maior pH do solo e a monodominante estaria relacionada a maiores níveis de Fe, Al, Mg/Ca e, menos consistentemente, a um maior percentual de cascalho. Em uma floresta semi-decidual mista, Oliveira-Filho *et al.* (2001), demonstraram que os teores de Ca do solo estiveram correlacionados com a distribuição de espécies e parcelas nos eixos de ordenação de uma CCA, de modo similar ao observado para a floresta mista do presente estudo. Ruggiero *et al.* (2002), também a partir de uma CCA, verificaram que áreas de florestas semi-decíduais mistas do Brasil Central estavam relacionadas a maiores concentrações de cátions e as áreas de cerrado a maiores concentrações de alumínio trocável no solo.

Os teores de P, K, Ca e Mg nas folhas das espécies analisadas em ambas as florestas foram baixos quando comparados com algumas formações florestais brasileiras (Nogueira & Haridasan 1997, Thompson *et al.* 1992, Delitti & Burger 2000). As concentrações de Ca e Mg observadas nas folhas do presente estudo estiveram dentro da amplitude registrada por Haridasan (1992), para espécies de solos distróficos de cerrado e cerradão (1 a 10mg.kg⁻¹). Em especial, o suprimento de fósforo foi muito inferior àquele registrado nos referidos trabalhos e em folhas maduras de *Peltogyne gracilipes*, uma espécie monodominante da Amazônia (Villela & Proctor 1999), conferindo com o que foi observado por Golley *et al.* (1978), segundo os quais o P seria um fator limitante quando o estoque de nutrientes no solo é baixo.

Verificou-se que, apesar da concentração moderada de Mn no solo da floresta monodominante, os elevados níveis foliares registrados em *B. rubescens* (448,5mg.kg⁻¹) e *Myciaria floribunda* (372,6mg.kg⁻¹) conferem a elas a característica de espécies acumuladoras deste elemento (Gauch 1972, Araújo & Haridasan 1988). Apesar de conhecido o papel deste elemento na fisiologia vegetal, como um ativador de enzimas e de

sua função em etapas da fotossíntese (Taiz & Zeiger 1998), a participação de Mn na fisiologia de *B. rubescens* ainda precisa ser investigada.

A elevada concentração de Mn nas folhas da espécie monodominante, que também foi elevada nas amostras foliares desta espécie na Reserva Indígena Areões (Marimon *et al.* (2001b), provavelmente representa uma característica importante na serapilheira foliar. Como já foi discutido no capítulo 7, nesta floresta há uma grande produção de serapilheira e, caso as folhas de *B. rubescens* em decomposição apresentem elevados níveis de Mn, este poderá ser liberado em concentrações tóxicas e prejudiciais ao estabelecimento de outras espécies. De acordo com Malavolta (1976) o metabolismo microbiano em restos vegetais pode aumentar os níveis de Mn no solos e, segundo Pavan & Bingham (1981) e Salvador *et al.* (2003), níveis de Mn no solos superiores a 60mg.kg^{-1} podem ser tóxicos. Recomenda-se estudos sobre a ciclagem de nutrientes na floresta de *B. rubescens* para investigar o papel do Mn na monodominância desta espécie.

6.5 CONCLUSÃO

A diversidade florística foi menor na floresta de *B. rubescens* devido à maior abundância da espécie monodominante. Apesar da densidade total de indivíduos não ter diferido entre as florestas estudadas, a floresta monodominante apresentou maior dominância (área basal) do que a floresta mista adjacente. Este fato pode representar uma maior capacidade da comunidade monodominante em explorar os recursos ambientais.

A distribuição dos diâmetros e alturas diferiu entre as florestas, sendo que a floresta mista apresentou o padrão de J-reverso, comum em florestas heterogêneas, enquanto que a monodominante apresentou um padrão com a concentração de indivíduos nas classes intermediárias, mais compatível com a distribuição de florestas equiâneas.

Os elevados níveis de Fe e a alta relação Mg/Ca no solo da floresta monodominante, bem como a elevada concentração de Mn nas folhas de *B. rubescens*, com possível reflexo na serapilheira, podem ser fatores que contribuem com a monodominância desta espécie.

CAPÍTULO 7. ESTRUTURA E DINÂMICA DA REGENERAÇÃO NATURAL E TIPOS FUNCIONAIS DE PLÂNTULAS DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE *BROSIMUM RUBESCENS* TAUB. E DE UMA FLORESTA MISTA ADJACENTE

7.1 INTRODUÇÃO

Os processos envolvidos após a queda de uma árvore em florestas tropicais são importantes para se compreender as mudanças que ocorrem na estrutura e na dinâmica da comunidade arbórea (Hubbell & Foster 1986). Em geral, as plântulas dependem de diversas características ecológicas ligadas à estrutura da floresta. Os diferentes tamanhos e formatos das clareiras resultantes da queda de árvores produzem grande diversidade de micro-ambientes de umidade, temperatura, ventos e luz que podem ser críticos para a regeneração das espécies do dossel (Sáenz *et al.* 1999). Do ponto de vista biológico, uma clareira é um espaço multidimensional, incorporando mudanças estruturais, microclimáticas, edáficas e bióticas e seu tamanho não é absoluto e sim relativo ao organismo que a percebe (Swaine *et al.* 1987b).

Muitos estudos têm enfatizado a importância das clareiras sobre a estrutura e dinâmica de florestas naturais (Clark & Clark 1987, 1992, Felfili 1997b). Sáenz *et al.* (1999) observaram que do ponto de vista silvicultural é importante conhecer o comportamento dos indivíduos jovens das plantas em uma floresta para se poder avaliar a dinâmica populacional das espécies de interesse comercial em resposta às mudanças que ocorrem no ambiente de luminosidade. Em geral, as espécies que ocupam o dossel de uma floresta passam por etapas em sua história de vida que diferem muito quanto as condições ecológicas, fisiológicas e morfológicas. Assim, sob o aspecto ecológico, uma clareira pode apresentar profundas conseqüências na dinâmica de uma população e, sob o aspecto evolutivo, a dinâmica de clareiras pode atuar como um complexo sistema de pressões seletivas que direcionam a história de vida de uma espécie (Martínez-Ramos *et al.* 1987, Vierling & Wessman 2000).

O sucesso no manejo de uma floresta tropical está relacionado em grande parte à existência de uma regeneração natural que possa garantir a sustentabilidade do recurso com o passar do tempo (Sáenz *et al.* 1999). Existem diversos fatores ambientais que são críticos para a regeneração das espécies, tais como intensidade e qualidade da luz, nível de competição das raízes, textura do solo, ação de patógenos e predadores, entre outros (Clark

& Clark 1987). Entretanto, parece não haver dúvidas de que a luz é o fator mais importante em uma floresta formada por diversos estratos de copas (Whitmore 1993). Neste contexto, o conhecimento sobre a tolerância à sombra das espécies é fundamental para se determinar o padrão de sistemas silviculturais a serem adotados no manejo de uma floresta (Kiama & Kiyapi 2001).

Considerando-se que os estágios de emergência e estabelecimento das plântulas são críticos na vida de uma planta, certos atributos morfológicos iniciais podem ser vantajosos para garantir a sobrevivência e o bom desempenho nesta fase da vida (Fenner 1985, Ibarra-Manríquez *et al.* 2001). Garwood (1996) observou que a diversidade morfológica entre as plântulas reflete adaptações a fatores bióticos e abióticos específicos e alguns estudos (Duke 1965, 1969, Garwood 1996, Ibarra-Manríquez *et al.* 2001) demonstraram que diferentes *taxa* tendem a apresentar tipos similares de plântulas, sugerindo a possibilidade de uma elevada convergência evolutiva entre *taxa* distantes.

Estudos realizados em florestas tropicais têm discutido o valor adaptativo dos diferentes tipos de plântulas, analisando a performance funcional (morfológica, fisiológica e demográfica) das plântulas sob diferentes condições ambientais e comparando os diferentes tipos de plântulas no padrão de estabelecimento e exploração dentro e entre comunidades (Augspurger 1984, Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993, Garwood 1996, Ibarra-Manríquez *et al.* 2001). A frequência dos tipos de plântulas em relação a atributos ecológicos pode ser um sinal das adaptações fisiológicas envolvidas no estabelecimento das plantas. Assim, considerando-se que as florestas tropicais monodominantes diferem das florestas heterogêneas quanto a estrutura e a composição florística, pergunta-se: as florestas monodominantes apresentam um espectro único de tipos de plântulas?

Além do importante papel da luminosidade em florestas e do tipo funcional das plântulas na estrutura e dinâmica da regeneração natural, a produção anual de serapilheira é outro fator que pode ser importante na definição do padrão da regeneração de florestas tropicais. Neste caso, se a produção de serapilheira for elevada poderá ocorrer uma intensa variação no desenvolvimento das plântulas no sub-bosque de uma floresta, favorecendo as espécies e os indivíduos mais altos (Foster 1986), alterando o micro-ambiente (Facelli & Pickett 1991) ou causando danos físicos e atuando como um importante fator de mortalidade em florestas tropicais (Clark & Clark 1989, Scariot 2000). Este fator é importante, pois em uma floresta tropical monodominante na África, a camada mais espessa de serapilheira inibiu o crescimento e o estabelecimento de espécies com sementes

pequenas e pode ser um fator decisivo na manutenção da monodominância da espécie (Torti *et al.* 2001).

No sentido de compreendermos melhor a floresta estudada, formulamos a hipótese de que a monodominância de *B. rubescens* seria mantida em função de alterações que esta população causa no sub-bosque, inibindo o recrutamento de outras espécies e conferindo vantagens na ocupação deste ambiente. Assim, o objetivo do presente estudo foi comparar a estrutura e a dinâmica da regeneração natural da floresta monodominante de *B. rubescens* em um período de cinco anos para compreender as possíveis mudanças que ocorrem na floresta com o tempo. Além disso, foram comparados os níveis de radiação solar, os tipos funcionais de plântulas e a produção anual de serapilheira entre a floresta monodominante e a floresta mista adjacente no sentido de se identificar padrões que podem afetar o estabelecimento de plântulas e conseqüentemente explicar a manutenção da dominância de *B. rubescens*.

7.2 MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado na floresta monodominante de *Brosimum rubescens* e na floresta mista adjacente, localizadas na Fazenda Vera Cruz (antiga Faz. Eldorado), retiro Pau-Brasil, município de Nova Xavantina-MT (14°50'47"S e 52°08'37"W). Informações detalhadas sobre o clima, solos e dinâmica destas florestas estão disponíveis em Marimon *et al.* (2001a) e nos capítulos 3, 4 e 6 da presente tese.

Em julho de 1996 foram estabelecidas 60 parcelas permanentes de 10x10m em um gradil de 40x150m em uma porção representativa da floresta monodominante. Em julho de 1997 as plântulas e arvoretas foram amostradas sistematicamente em sub-parcelas permanentes delimitadas dentro das parcelas de 10x10m demarcadas em 1996. Considerou-se como regeneração natural os indivíduos com DAP (diâmetro ao nível do peito < 5cm), sendo classificados de acordo com o estágio de desenvolvimento e amostrados em sub-parcelas de diferentes tamanhos: 1x1m para plântulas jovens com alturas ≤ 30 cm, 2x2m para plântulas desenvolvidas com alturas > 30 cm e ≤ 60 cm, 5x5m para arvoretas jovens com alturas > 60 cm e ≤ 200 cm e 10x10m para arvoretas desenvolvidas com alturas > 200 cm e DAP < 5cm.

As alturas (nível do solo até o meristema apical) das plântulas e arvoretas foram medidas (trena e régua telescópica) e foi determinada a abundância dos indivíduos de

Brosimum rubescens, *Protium pilosissimum* e outras espécies (consideradas juntas). Em julho de 2002, todas as plântulas e arvoretas localizadas nas sub-parcelas delimitadas em 1997 foram remeidas. Detalhes sobre a amostragem e delimitação das parcelas efetuadas em 1997 estão disponíveis em Marimon (1998).

Em janeiro de 2001, também foram escolhidas aleatoriamente e demarcadas 50 plântulas de *B. rubescens* com até 30cm de altura localizadas no sub-bosque da floresta monodominante. Anualmente, até novembro de 2004, as plântulas foram observadas e avaliadas com relação a mortalidade.

Os dados de precipitação diária (mm) foram coletados na Estação Meteorológica de Nova Xavantina (Ministério da Agricultura, 9º Distrito de Meteorologia) localizada no Campus Universitário de Nova Xavantina distante cerca de 20 km (em linha reta) da área de estudo. As precipitações mensais entre 1990 e 2004 foram plotadas em gráfico e analisadas para verificar se variações na precipitação poderiam ser associadas com as variações na regeneração natural.

7.2.1 Estrutura

As densidades das plântulas, arvoretas e arbustos com DAP < 5cm da floresta monodominante e das populações de *B. rubescens*, *P. pilosissimum* e demais espécies amostradas em 1997 e 2002, foram distribuídas em diferentes classes de altura. As diferenças entre as distribuições de alturas por período de amostragem foram avaliadas através do teste de Kolmogorov-Smirnov (Siegel & Castellan-Júnior 1988), comparando-se a regeneração de toda a comunidade e das principais espécies. O número de indivíduos por parcela em 1997 e 2002 (alturas < 60cm), foi comparado através do teste de Mann-Whitney (Zar 1999). Para as análises foi utilizado o programa SYSTAT 7.0.

7.2.2 Luz

Os níveis de luz (RFA= radiação fotossinteticamente ativa) foram medidos com um sensor de *quanta* (Modelo ELE, Skye Instruments, Wales, UK) ao nível do solo no sub-bosque (sob o dossel fechado) e em uma clareira com cerca de 85m² na floresta monodominante. Na floresta mista adjacente, foram medidos em uma porção fechada e em uma porção aberta (antiga clareira em reconstituição). Ao mesmo tempo em que foram feitas as leituras nas quatro porções de floresta também foram efetuadas leituras da RFA

(sensor de *quanta* LI-190S, Li-Cor Inc., USA) em uma porção desmatada (lado de fora da floresta) a pleno sol. Os sensores foram previamente calibrados sob condição uniforme de pleno sol. Em cada local de amostragem, em intervalos regulares de 10 minutos, foram efetuadas quatro leituras com o sensor posicionado sobre uma pequena plataforma nivelada. Foram feitas medições no final da estação seca (10 e 11/09/03) e no final da estação chuvosa (05 e 07/04/04), das 07:00 às 18:00 horas.

Foi traçado o curso diário da RFA, medido nas quatro porções de floresta e a pleno sol, na estação seca e chuvosa. Os valores médios de RFA foram obtidos pela integração da curva diária de luz e os níveis percentuais de luz, nas diferentes porções de floresta, foram calculados em comparação proporcional com os níveis a pleno sol. As medições de luz foram comparadas entre as porções de floresta em cada estação (seca e chuva) através do teste de Kruskal-Wallis (Zar 1999). Para as comparações pareadas entre seca e chuva, em cada porção de floresta, foi utilizado o teste de Wilcoxon (Wilcoxon Signed Ranks). Para os cálculos, foi utilizado o programa SYSTAT 7.0.

As distribuições das freqüências de leituras (% de RFA), em cada porção de floresta e a pleno sol, foram plotadas em gráficos utilizando-se intervalos relevantes para as análises dos parâmetros fotossintéticos.

7.2.3 Tipos de Plântulas

As espécies que foram amostradas no levantamento fitossociológico da floresta monodominante e da mista adjacente (Capítulos 5 e 6) foram observadas entre julho de 2001 e julho de 2004. As espécies que produziram frutos no período tiveram suas sementes coletadas, medidas, processadas e colocadas para germinar em sacos de polietileno pretos (15x30cm) com perfurações laterais, sob sombreamento de aproximadamente 70% no viveiro do Campus Universitário de Nova Xavantina. Para cada espécie foram preparados até dez sacos com terra (50% areia e 50% terra preta), com três sementes cada. As sementes e mudas foram irrigadas até duas vezes por dia (exceto nos dias de chuva). Decorridos em média 30 dias após a germinação, as plântulas foram lavadas, classificadas e desenhadas.

De acordo com o que foi proposto por Garwood (1996), as plântulas foram classificadas de acordo com a posição do hipocótilo (epígeo ou hipógeo), exposição dos cotilédones (criptocotiledonar e fanerocotiledonar, cobertos ou não pela casca da semente) e pela função dos cotilédones (fotossintetizante/foliáceo e reserva). Assim, foram

separados os tipos: PEF= fanerocotiledonar-epígeo-foliáceo, PER= fanerocotiledonar-epígeo-reserva, PHR= fanerocotiledonar-hipógeo-reserva, CHR= criptocotiledonar-hipógeo-reserva e CER= criptocotiledonar-epígeo-reserva. De acordo com o que foi observado por Garwood (1996) e Ibarra-Manríquez *et al.* (2001), os tipos criptocotiledonar-hipógeo/epígeo-foliáceo e fanerocotiledonar-hipógeo-foliáceo não são biologicamente possíveis de existir.

A síndrome de dispersão de cada espécie analisada foi determinada a partir das características dos diásporos (frutos e sementes), de observações em campo e de informações bibliográficas (Lorenzi, 1992, 1998, Pott & Pott 1994, Barroso *et al.* 1999 e IBGE 1999). A forma de vida das espécies foi determinada a partir de observações em campo (Fanerófitas= árvores e arbustos perenes e Lianas) e adaptado de Raunkiaer (1934).

Foram feitas comparações baseadas no número de espécies por cada tipo de plântula, combinadas ao tipo de dispersão e a forma de vida. As associações foram feitas a partir do teste G (log-likelihood ratio test) (Sokal & Rohlf 1981). A distribuição dos tipos de plântulas entre as espécies de diferentes áreas amostradas em regiões neotropicais e paleotropicais foi plotada em um gráfico para se observar se as plântulas das florestas do presente estudo seguiam o mesmo padrão das amostradas em outras florestas. Apesar de estarmos cientes das limitações que envolvem comparações tão amplas, decidimos realizá-la apenas como tentativa preliminar. Foram utilizados os percentuais de plântulas PEF, PER, PHR, CER e CHR registrados em uma floresta tropical em Porto Rico (Duke 1965), Panamá (Garwood 1996), México (Ibarra-Manríquez *et al.* 2001), Indonésia (de Vogel 1980) e Gabão (Miquel 1987).

7.2.4 Serapilheira

Foi determinada a produção anual de serapilheira em uma porção de floresta monodominante com elevada concentração de árvores adultas de *B. rubescens* com mais de sete indivíduos por 100m² (monodominante rica), em uma porção com menos de três indivíduos adultos por 100m² (monodominante pobre) e em uma porção de floresta mista adjacente. Em cada porção de floresta (cerca de 300m²) foram distribuídos onze coletores de 0,5x0,5x0,5m, construídos com estacas de madeira e tela plástica (malha 2mm) em forma de funil (Figura 3.4, capítulo 3). Os coletores foram distribuídos em um esquema aleatório-estratificado. Em intervalos de 15 dias, entre agosto de 2003 e julho de 2004, o material depositado nos coletores foi recolhido, acondicionado em sacos de papel e levado

para secar em estufa a 70°C até peso constante. O material seco foi pesado em balança analítica (0,1g).

Os resultados da distribuição quinzenal da serapilheira coletada em cada porção de floresta e a distribuição da precipitação entre agosto de 2003 e agosto de 2004 foram apresentados graficamente. A diferença entre as distribuições da serapilheira nas três porções de floresta foi avaliada através do teste de Kolmogorov-Smirnov (Siegel & Castellan-Júnior 1988). Em cada porção de floresta, os dados de serapilheira foram comparados entre as coletas da estação seca (maio a outubro) e da estação chuvosa (novembro a abril) através do teste de Mann-Whitney (Zar 1999). Os cálculos foram efetuados a partir do programa SYSTAT 7.0.

7.3 RESULTADOS

7.3.1 Estrutura

Dentre as plântulas de *B. rubescens* marcadas e observadas por um período de quase quatro anos, a taxa de mortalidade foi reduzida (22%), sendo que 62% dos indivíduos mortos apresentaram sinais de predação, possivelmente formigas do gênero *Atta*, e 38% apresentaram danos físicos causados pela queda de serapilheira.

Observando-se os períodos de amostragem de plântulas e arvoretas (1997 e 2002), verificou-se que houve uma variação tanto em nível da comunidade quanto das populações consideradas individualmente (Tabela 7.1). A estrutura da regeneração natural da floresta monodominante caracterizou-se pela maior concentração de indivíduos nas menores classes de altura, semelhante ao que foi observado nos indivíduos adultos da floresta (Capítulo 5, Figura 5.2). Entretanto, *B. rubescens*, que apresentou o maior número de indivíduos adultos em classes de altura e diâmetro intermediárias em nível de comunidade (Capítulo 5, Figuras 5.6 e 5.8), apresentou o maior número de plântulas na menor classe de altura (< 30cm) nos dois períodos de amostragem. Em 1997, aproximadamente 98% de toda a regeneração da floresta foi composta por plântulas menores do que 1,2m de altura, sendo 80% menores do que 30cm. Em 2002, 94% apresentaram alturas menores do que 1,2m e 58% menores do que 30cm.

Apesar do número de plântulas ($H < 60\text{cm}$) diminuir entre 1997 e 2002 na comunidade e nas principais espécies, o número de arvoretas ($H > 61\text{cm}$) aumentou em

todos os casos entre 1997 e 2002. O número de plântulas de *B. rubescens* menores do que 60cm sofreu um decréscimo de aproximadamente 42% de 1997 para 2002. Porém, em 1997, as plântulas desta espécie representavam 83,6% do número total de plântulas da comunidade e em 2002, 84,3%. Isto confirma que a redução no número de indivíduos de pequeno porte ocorreu, via de regra, para todas as espécies da comunidade.

O maior número de indivíduos de *B. rubescens* amostrados no levantamento de 1997 pode estar relacionado com a distribuição das chuvas nos anos anteriores (Figura 7.1). Se considerarmos que o número de plântulas encontrado em um determinado ano é o resultado da germinação e do crescimento observado em anos anteriores, as maiores densidades de plântulas em 1997 poderiam ser explicadas pela maior precipitação registrada em 1994, 1995 e 1996 (1868, 1595 e 1607mm, respectivamente) que, em um período de 14 anos (com exceção de 2004) foram os maiores valores de precipitação. Por outro lado, os menores valores de densidade de plântulas, registrados em 2002, podem ser o resultado de anos com reduzida precipitação, como foi o caso de 2000 e 2001 (1361 e 1372mm, respectivamente).

Em 1997, na floresta monodominante, para cada indivíduo jovem (altura > 30cm) haviam quatro plântulas (altura < 30cm). Em 2002, a proporção foi de 1,3 plântulas para cada indivíduo jovem. No caso de *B. rubescens*, a proporção em 1997 foi de 5:1 e em 2002, foi de 2:1. Para *Protium pilosissimum* a proporção foi de 2,3:1 em 1997 e de 1,3:1 em 2002. As demais espécies apresentaram 1,2:1 em 1997 e 0,3:1 em 2002.

No levantamento de 1997, as taxas de decréscimo entre as sucessivas classes de altura foram elevadas, principalmente nas menores classes, sugerindo uma elevada mortalidade entre elas. Em 2002, apesar do número de indivíduos ter sido menor do que em 1997, as taxas de decréscimo entre as sucessivas classes de altura foram menores, principalmente para a categoria ‘outras espécies’, que apresentaram um acréscimo entre a primeira e segunda classe (Tabela 7.1).

Tabela 7.1 - Distribuição das plântulas e arvoretas pelas classes de altura em 0,6ha na floresta de *Brosimum rubescens*, Nova Xavantina-MT, em um período de cinco anos (1997-2002). Outras espécies= são todas as espécies excluindo-se *B. rubescens* e *P. pilosissimum*.

Classes de Altura (m)	Comunidade				<i>Brosimum rubescens</i>			
	1997		2002		1997		2002	
	N	%	N	%	N	%	N	%
0,00--0,30	50.200	79,5	23.100	57,50	43.000	83,871	20.100	64,853
0,31--0,60	10.525	16,5	12.050	30,00	7.750	15,118	9.550	30,813
0,61--1,20	1.132	2,0	2.764	7,00	456	0,889	1.140	3,679
1,21--3,60	935	1,5	1.747	4,30	61	0,119	199	0,643
3,61--6,00	246	0,4	364	0,90	1	0,002	2	0,006
6,01--8,40	46	0,1	119	0,29	1	0,002	2	0,006
8,41--10,80	-	-	5	0,01	-	-	-	-
Total	63.084	100	40.149	100	51.269	100	30.993	100

Classes de Altura (m)	<i>Protium pilosissimum</i>				Outras Espécies			
	1997		2002		1997		2002	
	N	%	N	%	N	%	N	%
0,00--0,30	3.500	69,47	1.300	55,39	3.700	54,59	1.700	24,96
0,31--0,60	1.100	21,84	325	13,84	1.675	24,72	2.175	31,95
0,61--1,20	80	1,61	148	6,31	596	8,79	1.476	21,68
1,21--3,60	199	3,95	317	13,51	675	9,96	1.231	18,08
3,61--6,00	136	2,67	180	7,67	109	1,61	182	2,67
6,01--8,40	23	0,46	73	3,11	22	0,33	44	0,65
8,41--10,80	-	-	4	0,17	-	-	1	0,01
Total	5.038	100	2.347	100	6.777	100	6.809	100

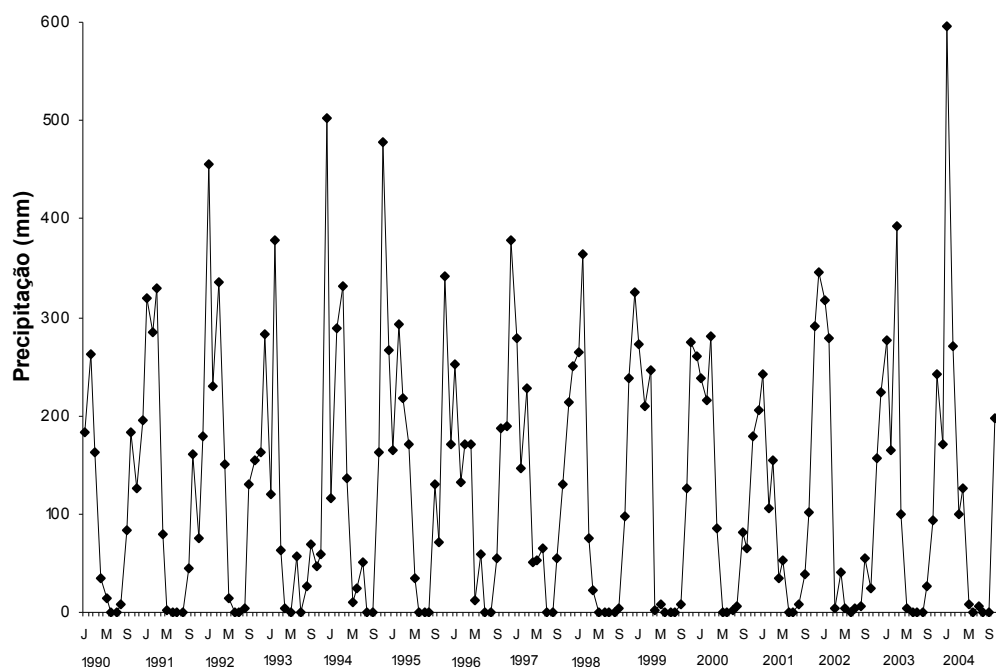


Figura 7.1 – Variação da precipitação total mensal entre 1990 e 2004. Estação Meteorológica de Nova Xavantina (Ministério da Agricultura, 9º Distrito de Meteorologia), distante cerca de 20km (em linha reta) da floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, Nova Xavantina-MT.

Comparando-se as distribuições de alturas, observou-se que a comunidade da floresta monodominante apresentou diferença estatisticamente significativa entre o número de indivíduos em 1997 e 2002 (teste de Kolmogorov-Smirnov, $D= 0,366$, $P<0,0001$). Para todos os indivíduos com $DAP < 5\text{cm}$, *B. rubescens* não diferiu entre os dois períodos de amostragem (K-S, $P=0,939$), ao passo que *P. pilosissimum* e as demais espécies juntas diferiram entre 1997 e 2002 (K-S, $P<0,001$).

Comparando-se o número de indivíduos por parcela em 1997 e 2002, observou-se que, para as alturas menores do que 30cm, *B. rubescens* apresentou maior número em 1997 do que em 2002 (Teste de Mann-Whitney, $U= 258,5$, $P= 0,005$), sendo que *P. pilosissimum* e as demais espécies não apresentaram diferença estatisticamente significativa ($P>0,09$). Para a regeneração entre 31 e 60cm de altura, *B. rubescens* e as demais espécies não apresentaram diferenças entre 1997 e 2002 ($P>0,3$) e *P. pilosissimum* apresentou maior número de indivíduos em 1997 ($U= 207$, $P<0,001$).

7.3.2 Luz

O curso diário da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) variou entre as quatro porções de floresta analisadas (Figuras 7.2 e 7.3). Os valores extremos foram $0,5 \mu\text{molm}^{-2} \text{s}^{-1}$, registrado no sub-bosque da floresta monodominante (nível do solo) na estação chuvosa e $1700 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ registrado na clareira da floresta monodominante na estação seca. O percentual total diário de luz no sub-bosque da floresta monodominante foi de 1,9% na estação chuvosa e 3,5% na seca e na clareira foi de 8,8% e 16,5%. No sub-bosque da floresta mista fechada foi de 2,5% e 2,7% e na mista aberta, 4,1% e 6,3% na estação chuvosa e seca, respectivamente.

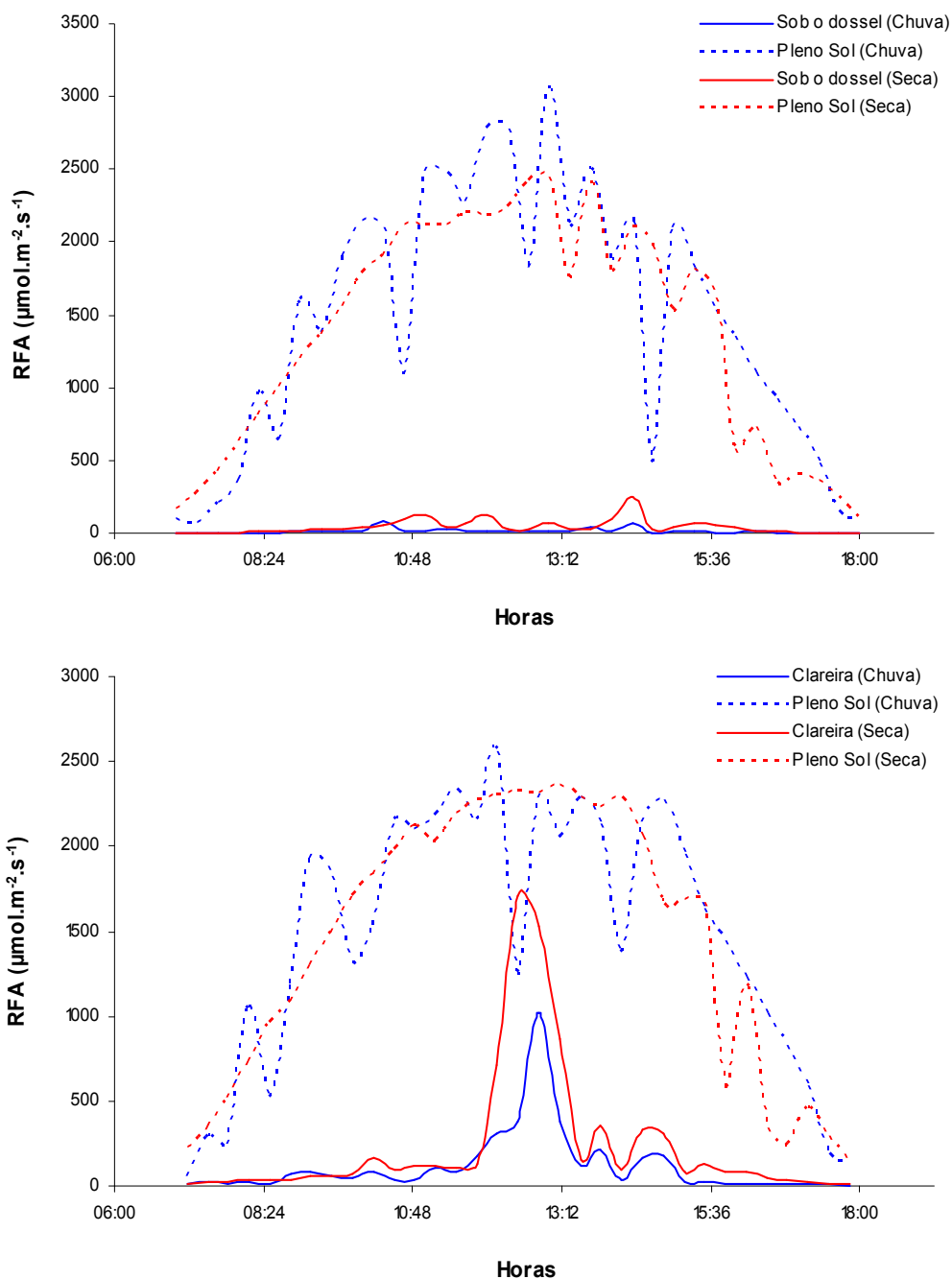


Figura 7.2 – Curso diário da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) medida sob o dossel (sub-bosque) da floresta monodominante de *Brosimum rubescens* (ao nível do solo), em uma clareira da floresta monodominante e a céu aberto (pleno sol), no final da estação seca (10/09/03) e final da estação chuvosa (05/04/04). Floresta monodominante de *B. rubescens*, Nova Xavantina-MT.

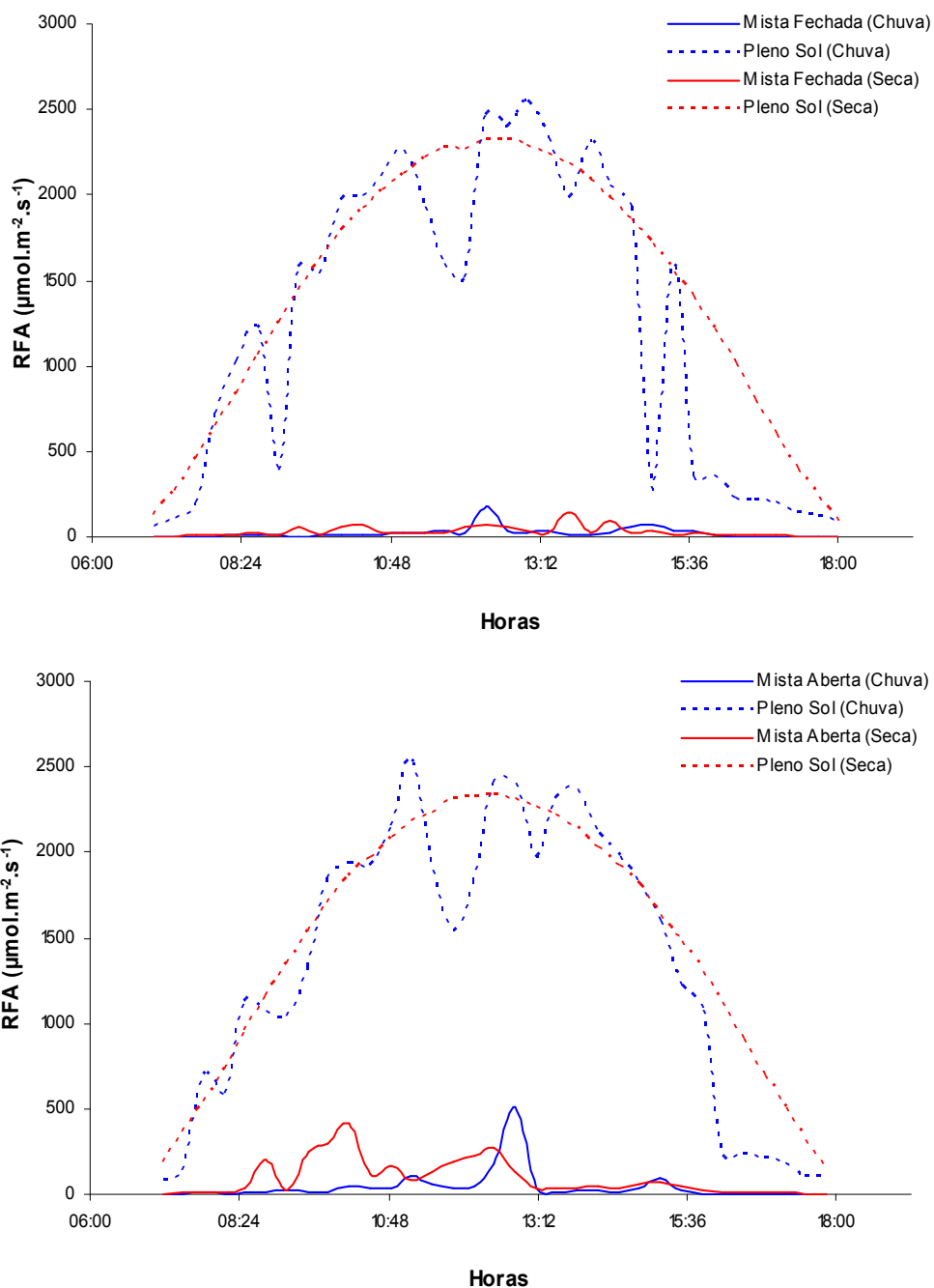


Figura 7.3 – Curso diário da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) medida sob o dossel (sub-bosque) de uma porção de floresta fechada (ao nível do solo), em uma porção de floresta aberta e a céu aberto (pleno sol), no final da estação seca (11/09/03) e final da estação chuvosa (07/04/04). Floresta mista adjacente à floresta monodominante de *B. rubescens*, Nova Xavantina-MT.

Todas as porções de floresta diferiram significativamente entre os valores médios diários de RFA medidos durante as estações seca e chuvosa (Teste de Wilcoxon, $P < 0,05$). Comparando-se as medições de luz efetuadas nas diferentes porções de floresta, observou-se que a clareira da floresta monodominante diferiu significativamente das demais porções que, por sua vez, foram similares entre si (Teste de Kruskal-Wallis, $H = 25,187$, $P < 0,001$). Na estação seca, os níveis de luz medidos na clareira diferiram daqueles que atingiram o sub-bosque da floresta monodominante e o sub-bosque da floresta mista fechada. Os níveis de luz na floresta mista aberta foram similares aos da clareira da floresta monodominante, porém diferindo do sub-bosque da floresta mista fechada e do sub-bosque da monodominante ($H = 22,934$, $P < 0,001$). Os níveis de luz medidos a pleno sol nas estações seca e chuvosa não diferiram ($P > 0,05$).

Analisando-se a distribuição das medições da RFA registradas nas florestas estudadas, observou-se que no sub-bosque da monodominante 70% das leituras estiveram abaixo de $15 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ na estação chuvosa. Na estação seca, além das leituras nesta classe terem sido menores, houve um aumento nas leituras das classes maiores, registrando-se inclusive valores entre 100,1 e $500 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Figura 7.4). Na clareira da floresta monodominante, as leituras da estação seca também atingiram valores maiores, mas o maior percentual de leituras esteve entre 100,1 e $500 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$.

Na floresta mista adjacente à monodominante, tanto na porção mais fechada quanto na aberta, a maior frequência de leituras (%) ocorreu para valores menores do que $15 \mu\text{molm}^{-2} \text{s}^{-1}$. Entretanto, na mista aberta, 34% das leituras registradas na estação seca estiveram na classe de 100,1 a $500 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ onde, no mesmo período e nesta mesma classe, foram registradas apenas 3% das leituras na mista fechada (Figura 7.4).

Considerando-se que as leituras que caracterizam um *sunfleck* seriam aquelas acima de $100 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Chazdon & Fetcher 1984, Vierling & Wessman 2000), observou-se que no sub-bosque da floresta monodominante e da mista fechada a frequência foi bastante reduzida (9% e 3%, respectivamente) e no caso da clareira da floresta monodominante e da floresta mista aberta os percentuais foram maiores, com 31 a 46% na clareira da floresta monodominante e 9 a 34% na floresta mista aberta, na estação chuvosa e seca, respectivamente.

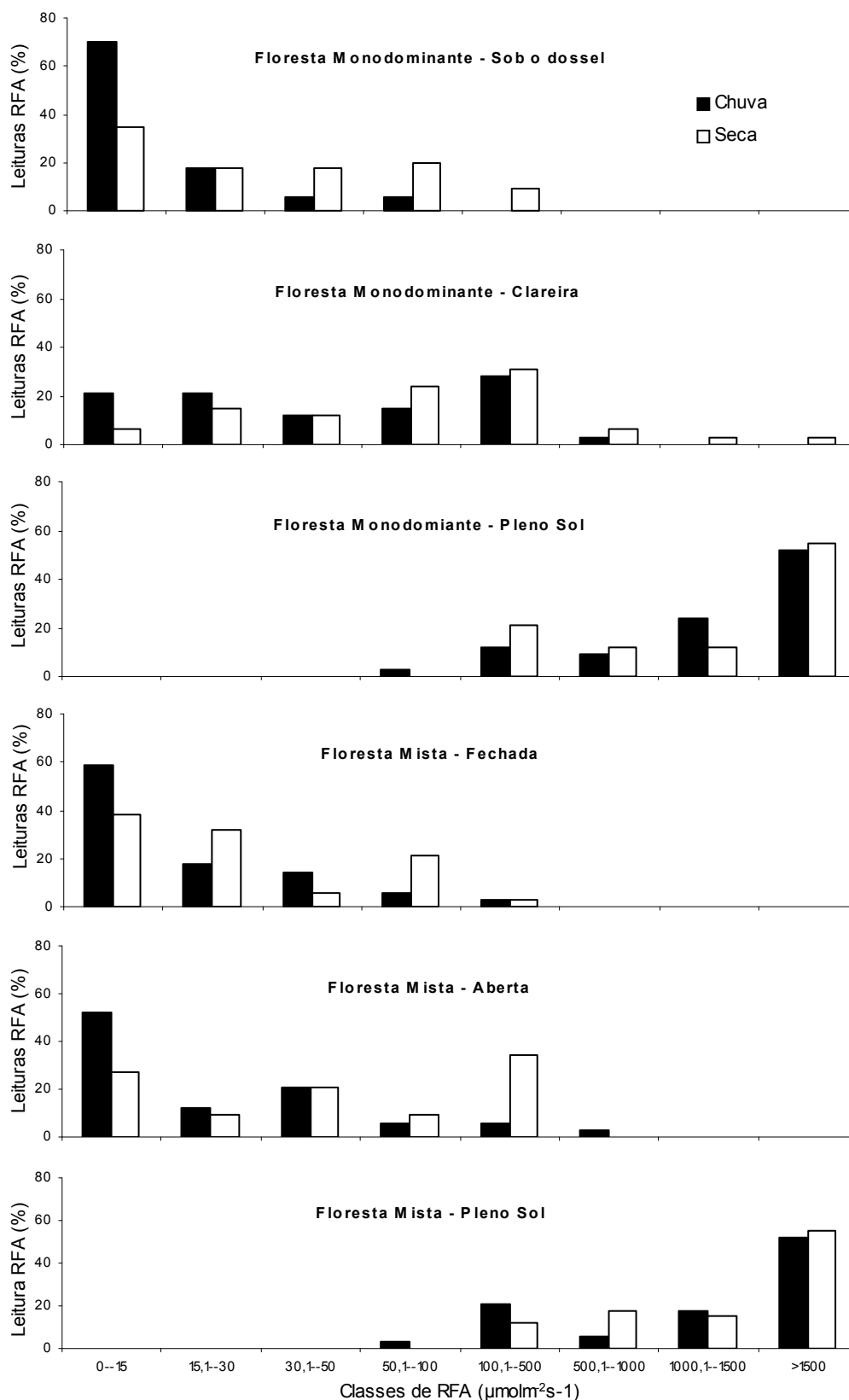


Figura 7.4 – Proporção das leituras da RFA (Radiação Fotossinteticamente Ativa, %) em diferentes classes de intensidade, medidas na estação seca e na chuvosa, em uma floresta monodominante de *B. rubescens* (sub-bosque sob o dossel e clareira), em uma floresta mista adjacente (fechada e aberta) e em uma área aberta (pleno sol) no lado de fora das florestas, Nova Xavantina-MT.

7.3.3 Tipos de Plântulas

De um total de 91 espécies registradas nos levantamentos fitossociológicos da floresta monodominante e da mista adjacente, 74 foram cultivadas e suas plântulas classificadas (Figuras 7.5 e 7.6), nove foram classificadas a partir de informações obtidas em bibliografias e oito não produziram sementes, não germinaram no período de estudo ou não havia informações disponíveis na literatura (Tabela 7.2).

O grupo das fanerófitas e das lianas não diferiu em relação à frequência dos tipos de plântulas (PEF= fanerocotiledonar-epígeo-foliáceo, PER= fanerocotiledonar-epígeo-reserva, PHR= fanerocotiledonar-hipógeo-reserva, CER= criptocotiledonar-epígeo-reserva e CHR= criptocotiledonar-hipógeo-reserva), tanto na floresta monodominante ($G= 2,9607$, $P= 0,5644$) quanto na mista ($G= 0,7184$, $P= 0,1949$). Tanto para as fanerófitas quanto para as lianas, os tipos mais comuns foram PEF e CHR para ambas as florestas (Figura 7.7).

Com relação à síndrome de dispersão, observou-se que as espécies autocóricas apresentaram exclusivamente plântulas do tipo PEF, as espécies anemocóricas caracterizaram-se por apresentar principalmente PEF e CHR e as zoocóricas incluíram todos os tipos de plântulas, com uma concentração nas do tipo PEF e CHR (Figura 7.8). Como resultado, observou-se uma associação entre a síndrome de dispersão e o tipo de plântula, com PEF e CHR diferindo dos demais tipos ($G= 28,87$, $P< 0,001$).

O padrão de distribuição dos tipos de plântulas entre as espécies foi similar entre diferentes florestas tropicais (Figura 7.9). Apesar de ser apenas uma comparação preliminar, foi possível verificar que para os tipos PEF, PHR e CER as espécies das florestas analisadas no presente estudo apresentaram o mesmo padrão de frequência que as espécies de outras florestas tropicais. As espécies com plântulas PEF e CHR foram predominantemente abundantes no espectro de tipos de plântulas em todas as florestas analisadas. O único padrão que pareceu diferir mais no caso das florestas do presente estudo foi o elevado percentual de plântulas do tipo CHR.

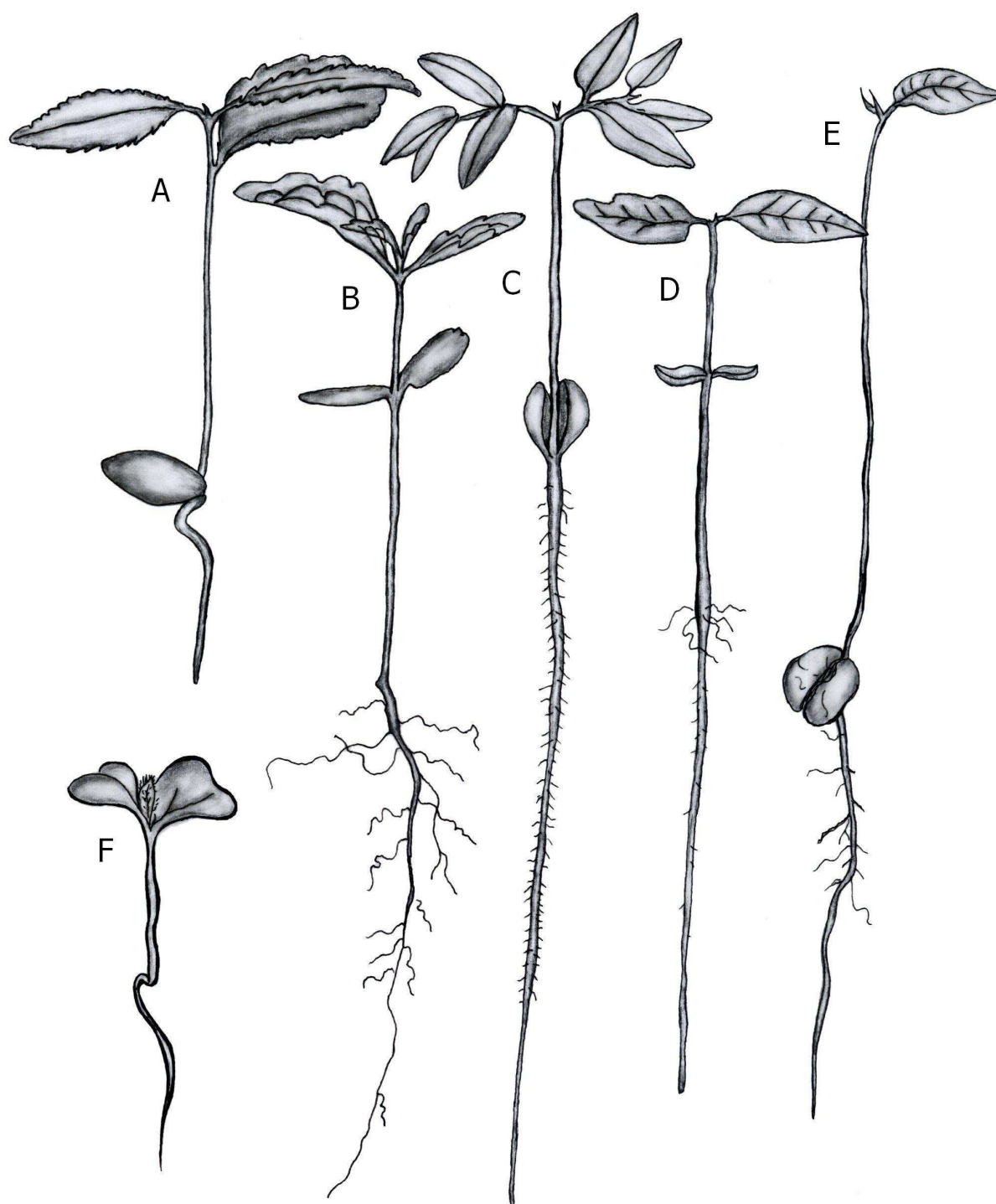


Figura 7.5 – Tipos de plântulas: (A) – *Cheiloclinium cognatum*, esc. 1:1,1 (PHR= fanerocotiledonar-hipógeo-reserva); (B) – *Vitex panshiniana*, esc. 1:1,2 (PEF= fanerocotiledonar-epígeo-foliáceo); (C) – *Copaifera langsdorffii*, esc. 1:1,2 (PER= fanerocotiledonar-epígeo-reserva); (D) - *Tetragastris altissima*, esc. 1:1,4 (PER); (E) – *Brosimum rubescens*, esc. 1:1,5 (CHR= criptocotiledonar-hipógeo-reserva) e (F) – *Buchenavia capitata*, esc. 1:1,1 (PEF).

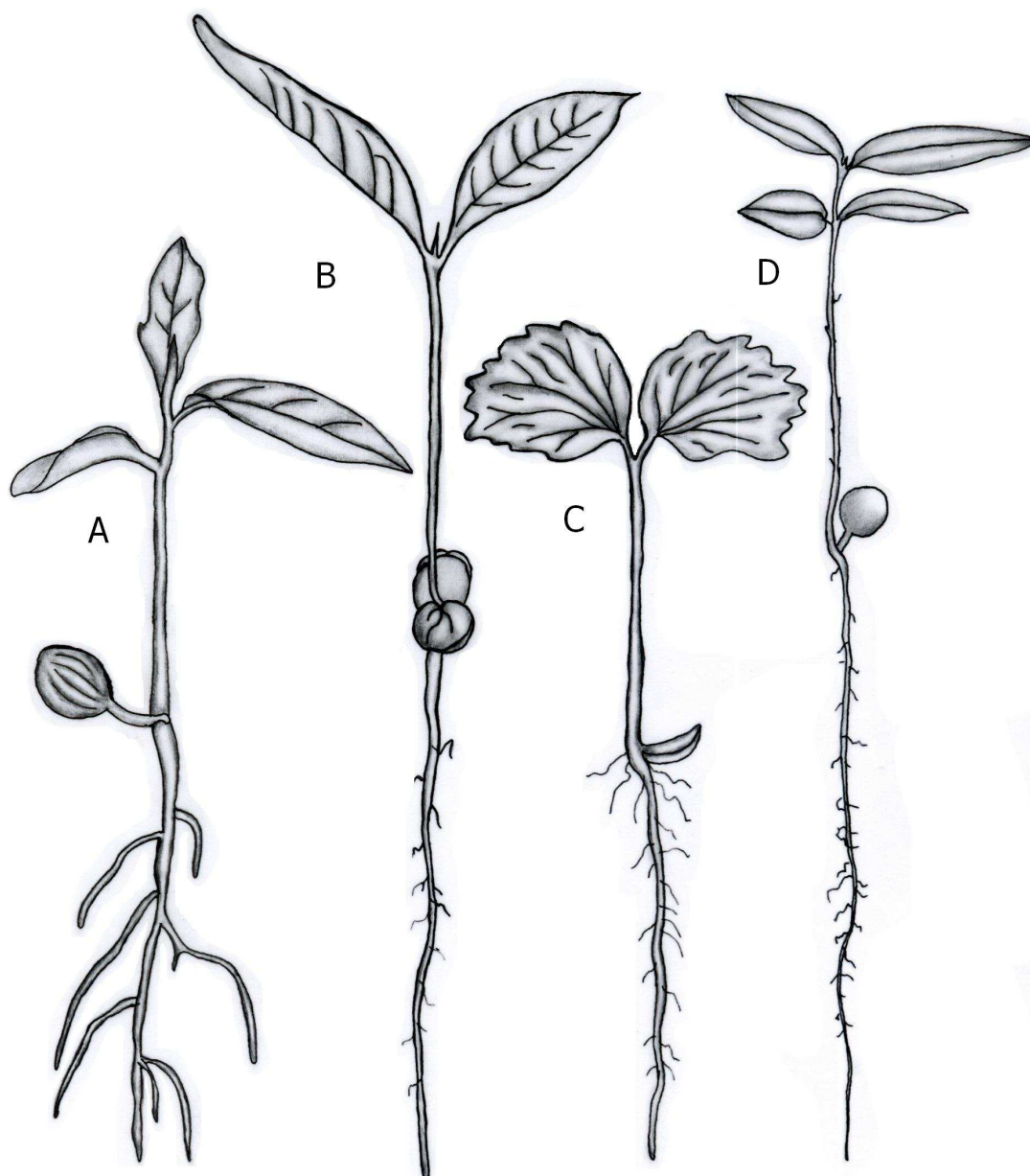


Figura 7.6 – Tipos de plântulas: (A) – *Virola sebifera*, esc. 1:1,1 (CER= criptocotiledonar-epígeo-reserva); (B) – *Pouteria* sp., esc. 1:1,2 (PHR= fanerocotiledonar-hipógeo-reserva); (C) – *Cordia sellowiana*, esc. 1:1,1 (PEF= fanerocotiledonar-epígeo-foliáceo); (D) – *Mouriri apiranga*, esc. 1:1,2 (CHR= criptocotiledonar-hipógeo-reserva).

Tabela 7.2 - Tipos de plântulas (PEF= fanerocotiledonar-epígeo-foliáceo, PER= fanerocotiledonar-epígeo-reserva, PHR= fanerocotiledonar-hipógeo-reserva, CER= criptocotiledonar-epígeo-reserva, CHR= criptocotiledonar-hipógeo-reserva), tipo de dispersão (ANE= anemocoria, AUT= autocoria e ZOO= zoocoria) e forma de vida (FAN= fanerófita e LIA= liana) das espécies da floresta monodominante de *Brosimum rubescens* (Mo) e da floresta mista adjacente (Mi), Nova Xavantina-MT.

Espécies	Mo	Mi	Dispersão	Tipo de plântula	Forma de vida
<i>Amaioua intermedia</i>	x	x	ZOO	PEF	FAN
<i>Anthodon decussatum</i>	x	x	ANE	CHR	LIA
<i>Andira</i> sp.	x		ZOO	CER	FAN
<i>Apuleia leiocarpa</i>	x	x	ANE	PEF	FAN
<i>Arrabidaea candicans</i>		x	ANE	PEF ¹	LIA
<i>Arrabidaea</i> sp.	x	x	ANE	PEF	LIA
<i>Aspidosperma discolor</i>	x	x	ANE	CHR	FAN
<i>A. cf. quirandy</i>		x	ANE	CHR	FAN
<i>A. subincanum</i>		x	ANE	CHR	FAN
<i>Bauhinia coronata</i>		x	AUT	PEF	LIA
<i>Brosimum rubescens</i>	x	x	ZOO	CHR	FAN
<i>Buchenavia capitata</i>		x	ZOO	PEF	FAN
<i>Byrsonima cf. crispa</i>		x	ZOO	PEF	FAN
<i>Callichlamys latifolia</i>		x	ANE	PER ¹	LIA
<i>Caraipa</i> sp.	x	x	ANE	CHR	FAN
<i>Casearia arborea</i>	x		ZOO	PEF	FAN
<i>Cecropia</i> sp.		x	ZOO	PEF	FAN
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i>	x	x	AUT	PEF	FAN
<i>Chaunochiton kapleri</i>		x	ANE		FAN
<i>Cheilochlinium cognatum</i>	x	x	ZOO	PHR	FAN
<i>Copaifera langsdorfii</i>		x	ZOO	PER	FAN
<i>Cordia sellowiana</i>		x	ZOO	PEF	FAN
<i>C. trichotoma</i>		x	ANE	PEF	FAN
<i>Cupania vernalis</i>		x	ZOO	CHR	FAN
<i>Diospyros sericea</i>		x	ZOO	PEF	FAN
<i>Duguetia marcgraviana</i>	x	x	ZOO		FAN
<i>Enterolobium schomburgkii</i>		x	ZOO	PER	FAN
<i>Ephedranthus parviflorus</i>	x	x	ZOO		FAN
<i>Erythroxylum squamatum</i>	x		ZOO	PEF	FAN
<i>Eugenia florida</i>		x	ZOO	CHR	FAN
<i>Ficus</i> sp.		x	ZOO	PEF	FAN
<i>Forsteronia cf. gracilis</i>	x	x	ANE	PEF	LIA
<i>Guarea guidonia</i>		x	ZOO	CHR ²	FAN
<i>Guatteria</i> sp.	x		ZOO	PEF ²	FAN
<i>Heteropterys eglandulosa</i>	x	x	ANE	CHR	LIA
<i>Hippocratea volubilis</i>	x	x	ANE	CHR	LIA
<i>Hirtella burchelli</i>		x	ZOO	CHR	FAN
<i>H. glandulosa</i>		x	ZOO	CHR	FAN
<i>H. gracilipes</i>	x	x	ZOO	CHR	FAN
<i>H. sprucei</i>		x	ZOO	CHR	FAN
<i>Hymenaea courbaril</i>	x	x	ZOO	PER	FAN
<i>Inga heterophylla</i>	x	x	ZOO	PHR	FAN

<i>Inga</i> sp.		x	ZOO	CHR	FAN
<i>Jacaranda copaia</i>		x	ANE	PEF ³	FAN
<i>Licania apetala</i>	x	x	ZOO	CHR	FAN
<i>L. kunthiana</i>		x	ZOO	CHR	FAN
<i>Mabea fistulifera</i>	x	x	AUT	PEF	FAN
<i>Mascagnia</i> cf. <i>lasiandra</i>		x	ANE	CHR	LIA
<i>Miconia cuspidata</i>		x	ZOO	PEF	FAN
<i>M. holosericea</i>	x	x	ZOO	PEF	FAN
<i>M. tomentosa</i>	x		ZOO	PEF	FAN
<i>Micropholis venulosa</i>	x		ZOO	PEF ²	FAN
<i>Minuartia guianensis</i>	x	x	ZOO	CHR	FAN
<i>Mollia lepidota</i>		x	AUT	PEF	FAN
<i>Mouriri apiranga</i>	x	x	ZOO	CHR	FAN
<i>Myrcia amazonica</i>		x	ZOO	PEF	FAN
<i>Myrciaria floribunda</i>	x	x	ZOO	CHR	FAN
<i>Nectandra cuspidata</i>	x	x	ZOO	CHR	FAN
<i>N. hihua</i>	x	x	ZOO	CHR	FAN
<i>Neea hermaphrodita</i>		x	ZOO	PEF	FAN
<i>Ocotea</i> cf. <i>hoehneii</i>		x	ZOO	CHR	FAN
<i>Odontadenia puncticulosa</i>	x		ANE	PEF	LIA
<i>Oenocarpus distichus</i>		x	ZOO	CHR	FAN
<i>Ouratea</i> sp.	x		ZOO	PER	FAN
<i>Paragonia pyramidata</i>		x	ANE	PHR ¹	LIA
<i>Pera coccinea</i>		x	ZOO		FAN
<i>P. schomburgkiana</i>		x	ZOO		FAN
<i>Peritassa laevigata</i>		x	ZOO	CHR	LIA
<i>Platypodium elegans</i>		x	ANE	PHR ⁴	FAN
<i>Pouteria cuspidata</i>	x	x	ZOO	PHR	FAN
<i>P. ramiflora</i>		x	ZOO	CHR	FAN
<i>Pouteria</i> sp.		x	ZOO	PHR	FAN
<i>Protium pilosissimum</i>	x	x	ZOO	CHR	FAN
<i>P. unifoliolatum</i>	x		ZOO	CHR	FAN
<i>Quiina parvifolia</i>		x	ZOO	CHR	FAN
<i>Sacoglottis guianensis</i>	x	x	ZOO		FAN
<i>Schefflera morototoni</i>		x	ZOO	PEF ²	FAN
<i>Sclerolobium paniculatum</i>		x	ANE	PEF	FAN
<i>Simarouba amara</i>		x	ZOO	PER	FAN
<i>Siparuna guianensis</i>	x	x	ZOO	PEF	FAN
<i>Sloanea sinemariensis</i>	x	x	AUT	PEF	FAN
<i>Tapura amazonica</i>		x	ZOO		FAN
<i>Terminalia</i> sp.		x	ANE	PEF	FAN
<i>Tetragastris altissima</i>	x	x	ZOO	PER	FAN
<i>Trattinickia</i> sp.		x	ZOO		FAN
<i>Uncaria guianensis</i>		x	ANE	PEF	LIA
<i>Unonopsis lindmanii</i>	x	x	ZOO	CER	FAN
<i>Virola sebifera</i>		x	ZOO	CER	FAN
<i>Vitex panshiana</i>		x	ZOO	PEF	FAN
<i>Xylopia aromatica</i>	x	x	ZOO	PEF	FAN
<i>X. sericea</i>	x	x	ZOO	PEF	FAN

¹Ibarra-Manríquez *et al.* (2001), ²Duke (1965), ³Melo & Mendonça (2003) e ⁴Rizzini (1965).

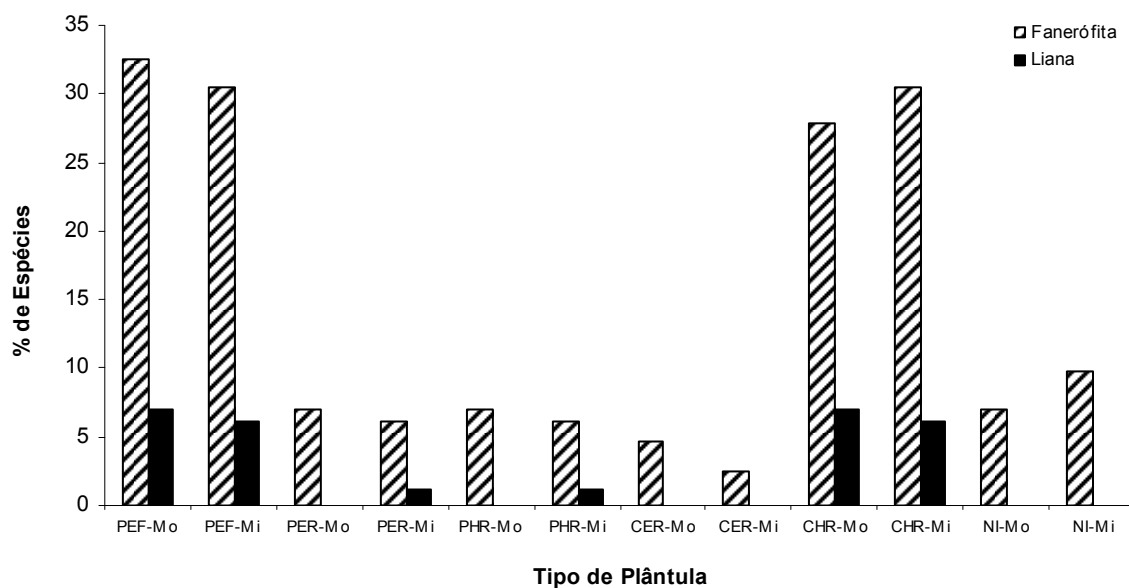


Figura 7.7 – Tipos de plântulas associados à forma de vida das espécies lenhosas da floresta monodominante de *B. rubescens* (Mo) e da floresta mista adjacente (Mi), Nova Xavantina-MT. NI= não identificado.

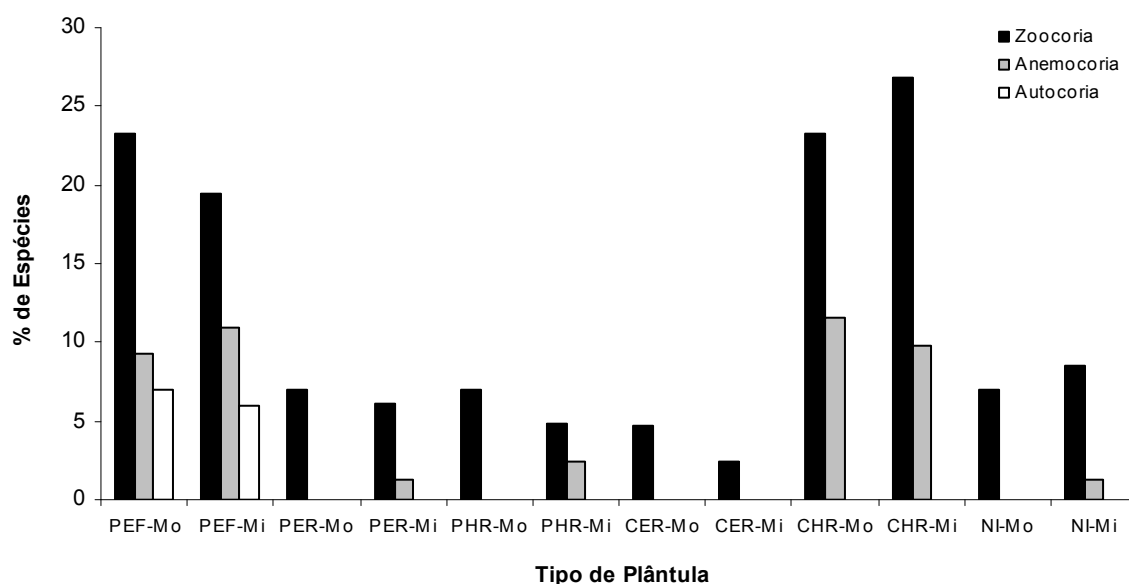


Figura 7.8 – Tipos de plântulas associados à síndrome de dispersão das espécies lenhosas da floresta monodominante de *B. rubescens* (Mo) e da floresta mista adjacente (Mi), Nova Xavantina-MT. NI= não identificado.

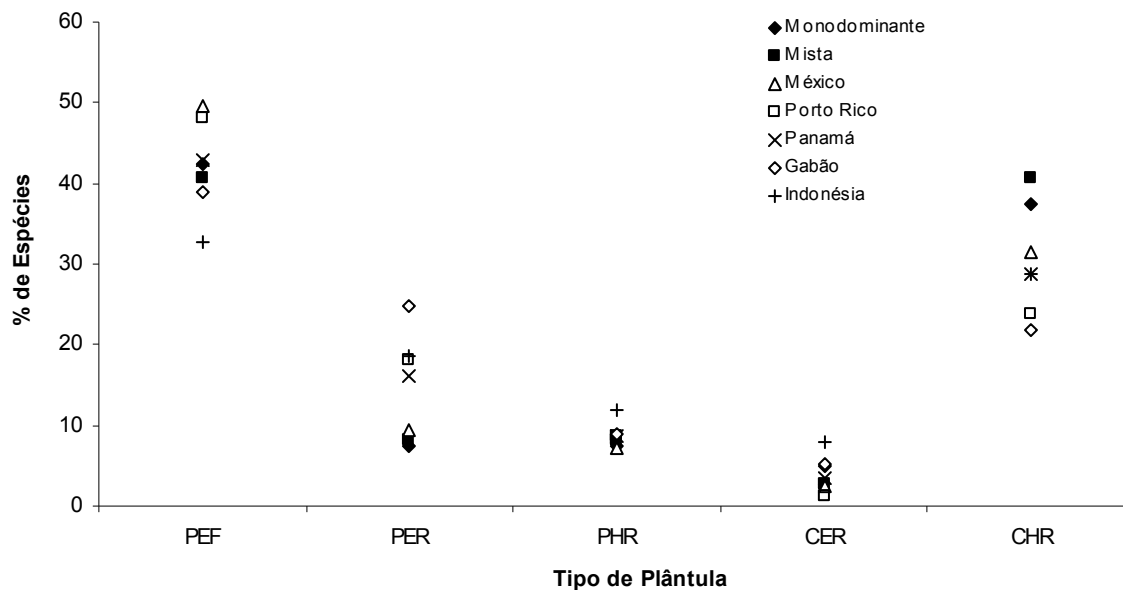


Figura 7.9 – Distribuição dos tipos de plântulas pelas espécies amostradas em diferentes florestas tropicais. Monodominante e Mista: presente estudo, México: 210 espécies (Ibarra-Manríquez *et al.* (2001), Porto Rico: 160 espécies (Duke 1965), Panamá: 205 espécies (Garwood 1996), Gabão: 210 espécies (Miquel 1987) e Indonésia: 150 espécies (de Vogel 1980).

7.3.4 Serapilheira

A caracterização do acúmulo de serapilheira nas três porções de floresta estudadas apresentou essencialmente o mesmo resultado: a produção anual de serapilheira na floresta monodominante (mono rica= 12,6 ton/ha/ano e mono pobre= 11,6 ton/ha/ano) foi maior do que na floresta mista (9 ton/ha/ano) (Figura 7.10). Comparando-se a distribuição da biomassa de serapilheira no decorrer do ano observou-se que a produção nas duas porções de floresta monodominante foi similar (Teste de Kolmogorov-Smirnov, $D= 0,08$, $P=0,374$) e foi significativamente diferente entre a mista comparada com a monodominante rica ($D= 0,14$, $P= 0,011$) e com a monodominante pobre ($D= 0,125$, $P= 0,032$).

Analisando-se cada porção de floresta separadamente, observou-se que em todas ocorreu maior produção de serapilheira na estação seca. Na monodominante rica houve uma produção 2,3 vezes superior na estação seca (Teste de Mann-Whitney, $U= 3453$, $P< 0,0001$), na monodominante pobre a produção foi 1,7 vezes ($U= 5101,5$, $P< 0,0001$) e na mista foi 1,8 vezes maior no período seco ($U= 4744$, $P< 0,0001$).

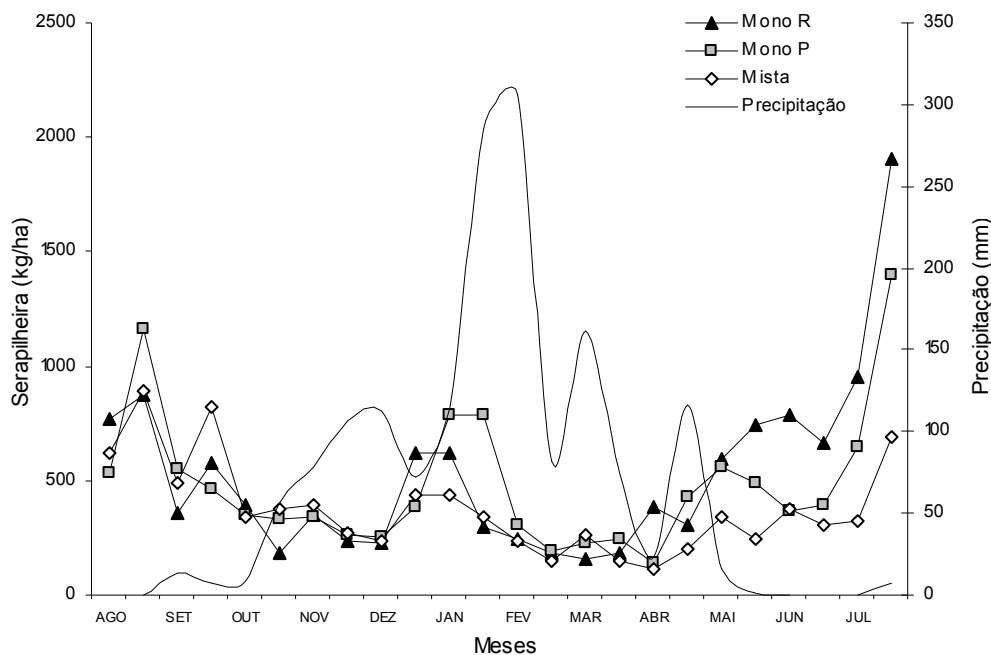


Figura 7.10 – Distribuição da precipitação e da produção estimada de serapilheira ao longo de 12 meses na floresta monodominante de *B. rubescens* (Mono R= monodominante rica, com > 7 indivíduos adultos de *B. rubescens*/100m² e Mono P= monodominante pobre, com < 3 ind. *B. rubescens*/100m²) e na floresta mista adjacente (Mista), Nova Xavantina-MT.

7.4 DISCUSSÃO

7.4.1 Estrutura

A mortalidade das plântulas de *B. rubescens*, analisadas em um período de aproximadamente quatro anos, foi bastante reduzida, indicando que a espécie apresenta habilidade para persistir no sub-bosque da floresta. A persistência de plântulas no sub-bosque tem sido sugerida por alguns autores (Whitmore 1984, Hart 1995), como um dos mecanismos para a manutenção da monodominância em florestas tropicais. Para um período de quase dois anos e meio, Nascimento & Proctor (1997a) registraram reduzida mortalidade para *Peltogyne gracilipes*, uma espécie monodominante da Amazônia, e relacionaram este fato como um dos mecanismos que explicaria a dominância da espécie.

O decréscimo acentuado no número de plântulas observado no levantamento de 2002 pode ter sido causado pela diminuição da precipitação. Por outro lado, o elevado número plântulas registrado em 1997 pode ter sido resultado da combinação de uma

produção maciça de sementes (vide Capítulo 9) associada a um período de maior precipitação nos anos anteriores. Dados do INPE (2004) revelaram que o fenômeno “El Niño” (ENSO= El Niño Southern Oscillation) mais intenso ocorreu entre 1997 e 1998, desde quando os dados sobre este evento começaram a ser coletados. Neste caso, é possível que este evento tenha afetado a regeneração da floresta estudada nos anos subsequentes, culminando com o decréscimo registrado em 2002. Poveda *et al.* (2001), realizando estudos em florestas na Colômbia, registraram que a umidade do solo apresentou acentuado decréscimo durante o El Niño de 1997-1998, sendo que as duas estações secas seguintes foram muito severas.

Estudos de longo prazo serão necessários para confirmar se as variações nos níveis de precipitação apresentam uma influência sistemática na regeneração natural da floresta de *B. rubescens*. Felfili (1997b) observou que a regeneração de uma floresta de galeria pode estar relacionada às variações nos níveis de chuva. Nascimento & Proctor (1997a) registraram uma maior mortalidade de plântulas durante a estação seca e Nascimento & Hay (1994) relacionaram a mortalidade de uma espécie de mata de galeria à seca. Peters (2003) observou que a mortalidade nos estágios iniciais de estabelecimento de uma plântula é maior, pois uma elevada suscetibilidade a herbívoros, patógenos e fatores abióticos resulta em uma reduzida sobrevivência.

A elevada taxa de decréscimo entre as sucessivas classes de altura de plântulas também sugere uma elevada mortalidade entre as classes na floresta e espécies estudadas, fato também registrado por Felfili (1997b) em uma floresta de galeria. Considerando-se que a plântula é um dos estágios mais críticos na vida de uma planta, é possível que variações climáticas tenham uma forte influência no balanço entre a mortalidade e o recrutamento e, neste caso, o registro de plântulas em um dado momento e a ausência em outro pode ser o resultado de diversas variáveis, dentre as quais podem estar a produção periódica de sementes e o efeito de fatores abióticos. A variação observada na proporção de indivíduos jovens x plântulas da comunidade, das populações de *B. rubescens* e *P. pilosissimum* e das demais espécies no decorrer dos anos, também foi um indicativo de desestabilidade na estrutura da comunidade e populações estudadas. Felfili (1993) observou que as proporções entre plântulas e jovens permaneciam constantes com o passar dos anos em uma floresta de galeria em Brasília-DF, caracterizando uma comunidade de estrutura estável.

O maior número de plântulas (alturas < 60cm) registrado no levantamento de 1997 teve um efeito direto no maior número de arvoretas (alturas > 60cm) registrado em 2002.

Neste contexto, não se pode perder de vista que todos os fatores envolvidos na regeneração de uma comunidade apresentam um papel-chave na manutenção ou não da estrutura da comunidade, favorecendo determinadas espécies em certo momento em detrimento de outras e vice-versa.

O maciço banco de plântulas de *B. rubescens* registrado em 1997 foi o produto de uma produção maciça de frutos e sementes em anos anteriores, tal como já foi observado em outras florestas monodominantes (Green & Newbery 2002, Nascimento & Proctor 1997a). Apesar do número de indivíduos jovens de *B. rubescens* ($H > 60\text{cm}$) ter aumentado em 2002, os indivíduos adultos de menor porte ($5\text{cm} < \text{DAP} < 15\text{cm}$) foram muito raros na comunidade (vide capítulo 5). Isto tanto pode ser um indicativo de que a população encontra-se em declínio quanto pode significar que a dinâmica desta espécie apresenta um padrão único. Assim, é possível que a formação desta floresta monodominante esteja ligada a “pulsos de recrutamento” (recrutamento episódico) resultantes de interferências climáticas. Newbery *et al.* (2004) observaram que a consolidação de uma floresta monodominante pode ocorrer quando determinados eventos de distúrbio (no caso, períodos de seca) estão separados no tempo de forma a coincidir com a idade mínima de maturação da próxima geração de árvores.

B. rubescens foi a espécie mais abundante somente nas duas menores classes de altura ($< 60\text{cm}$), representando mais de 80% de todos os indivíduos da comunidade menores do que 30cm de altura. A espécie monodominante da Amazônia, estudada por Nascimento & Proctor (1997a), foi a mais abundante em todas as classes de altura, representando ter uma população estável e com auto-regeneração. O fato do número de plântulas de *B. rubescens* menores do que 60cm de altura ter decaído em 2002 pode ser devido a uma diminuição na produção de frutos e sementes, ou então as plântulas produzidas em 1997 ($< 60\text{cm}$) foram afetadas com a diminuição da precipitação entre 1997 e 2002, como um dos possíveis efeitos negativos resultantes do intenso evento de El Niño ocorrido no final de 1997 e início de 1998 (Poveda *et al.* 2001, INPE 2004). Green & Newbery (2002) observaram que para uma espécie monodominante na África a seca foi o fator responsável pela falta de recrutamento após os estágios iniciais de plântula.

Quando uma espécie, como é o caso de *B. rubescens*, apresenta um padrão claro de agregação na fase adulta, mas apresenta falhas para se auto-regenerar, é possível que diversos fatores estejam atuando na criação e manutenção destas agregações e ao mesmo tempo estejam restringindo o recrutamento. De acordo com o que foi observado por Newbery & Gartlan (1996) e Green & Newbery (2001), se tais condições acontecem em

uma escala de algumas décadas, uma espécie pode se tornar localmente extinta, mas em uma escala de centenas de anos esta inconstância na regeneração pode ser apenas uma pequena parte dentre os processos de longo-prazo que ocorrem em uma comunidade com ciclos sucessivos de queda e aumento da dominância.

No caso de *B. rubescens*, períodos infreqüentes, porém bem sucedidos de recrutamento (como foi registrado em 1997), podem servir de impulso para o incremento da população e garantir a persistência da espécie em longo prazo durante períodos subseqüentes de baixo recrutamento. Neste caso, podemos nos reportar ao modelo proposto por Warner & Chesson (1985), do “efeito-armazenagem”, como um mecanismo que ajudaria a explicar a persistência de muitas espécies com recrutamento infreqüente.

7.4.2 Luz

Os regimes da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) em uma floresta são intrinsecamente heterogêneos no tempo e no espaço e muitos processos ecofisiológicos das plantas respondem de forma não-linear às mudanças na intensidade e na variabilidade natural da RFA (Vierling & Wessman 2000). Assim, se considerarmos que a maioria das espécies responde às variações nos níveis de luz, compreender os efeitos dos regimes heterogêneos da RFA em uma floresta pode ser extremamente importante para compreender o processo de sucessão, crescimento e regeneração das plantas.

Alguns autores acreditam que uma complexa combinação de fatores ecológicos, incluindo uma intensa competição por luz, explicariam a ocorrência de florestas monodominantes ao lado de florestas mistas (Hart *et al.* 1989, Vierling & Wessman 2000, Torti *et al.* 2001).

Os níveis de luz que atingiram o sub-bosque da floresta monodominante, nas estações seca e chuvosa, foram similares àqueles registrados no sub-bosque da floresta mista fechada. Como já era esperado, as medições feitas nestas porções de floresta diferiram daquelas efetuadas na clareira e na floresta mista aberta (antiga clareira em sucessão). Neste caso, é possível que os níveis de luz que atingiram a floresta monodominante não apresentam relação com a monodominância de *B. rubescens*. A confirmação deste fato foi importante, pois Torti *et al.* (2001) observaram que a copa dos indivíduos adultos de uma floresta monodominante na África diminuía a entrada de luz no sub-bosque a níveis significativamente inferiores (0,57%) aos registrados em uma floresta

mista adjacente (1,15%), sendo que, sob tais condições, as plântulas da espécie monodominante apresentariam vantagem competitiva em relação às demais espécies.

Os níveis de luz registrados no sub-bosque da floresta monodominante (1,9 a 3,5%) foram similares aos valores observados em outras florestas tropicais, de 1 a 2% na Costa Rica (Chazdon & Fetcher 1984), 1,5 a 3,8% no Havaí (Percy 1983), 1,9% na Malásia (Raich 1989), 1 a 3,1% em uma floresta de galeria em Belize (McDougall & Kellman 1992) e 0,3 a 6,5% em uma floresta de galeria no Brasil Central (Felfili & Abreu 1999). Clark *et al.* (1996) observaram que na Costa Rica somente 3% do sub-bosque de uma floresta recebia irradiação maior do que 15%.

A variação na irradiação observada entre o sub-bosque e a clareira da floresta monodominante pode ser um ponto-chave para o sucesso da regeneração da espécie monodominante, como será discutido no Capítulo 8. De acordo com Brokaw (1982) a clareira em questão (85m²) pode ser classificada como de tamanho médio, sendo que a irradiação registrada na época da chuva (8,8%) foi menor do que na seca (16,5%). Estes valores foram similares àqueles registrados em clareiras de tamanho semelhante em outras florestas tropicais, como em uma clareira de 76m² na Costa Rica (11%) estudada por Denslow *et al.* (1998), em clareiras de 180m² em uma floresta de galeria em Brasília-DF (4 a 27%), investigadas por Felfili & Abreu (1999) e de 20% em clareiras menores do que 200m² (Chazdon & Fetcher 1984).

Se os níveis de luz sob um dossel fechado forem baixos, a entrada de luz adicional através de uma clareira aumentará a radiação que atinge o sub-bosque, mas os efeitos resultantes deste processo nem sempre são muito claros. Um aspecto importante reforçado por Brokaw & Busing (2000) é a necessidade de se considerar os padrões pré-formação de uma clareira, pois em geral as plântulas de espécies tolerantes à sombra estão presentes no sub-bosque da floresta antes da abertura da clareira e esta pode simplesmente ser dominada pelas plântulas pré-existentes. Este aspecto pode ser crucial em uma floresta de *B. rubescens*, pois o sub-bosque é amplamente ocupado por um vasto banco de plântulas da espécie monodominante e, qualquer que seja o local de abertura de uma clareira, *B. rubescens* será sempre beneficiado, simplesmente por uma condição de dominância pré-abertura.

B. rubescens também poderia ser classificada como uma espécie pioneira longeva, pois sua resposta de crescimento é plástica às variações nos níveis de luz (vide Capítulo 8) e a população poderia se manter através de múltiplos eventos de abertura de clareiras. O extenso banco de plântulas da espécie e sua plasticidade em relação às condições de

luminosidade, provavelmente, são pontos importantes para a manutenção de sua monodominância. De acordo com Denslow (1987), a combinação de taxas de crescimento rápido, árvores adultas de grande porte e tolerância a uma grande variação nas condições de luminosidade fazem de uma espécie um bom candidato para a recuperação de áreas que não tenham sido seriamente degradadas. Além disso, há evidências de que a plasticidade de uma espécie pode ser uma estratégia de sobrevivência muito melhor do que uma mera adaptação especializada a fatores específicos de mortalidade (Fenner 1987).

Comparando-se a distribuição das medições de diferentes intensidades de RFA nas áreas estudadas, observou-se que na porção da clareira e no interior da floresta mista aberta ocorreram maiores flutuações e valores mais elevados de radiação luminosa. No sub-bosque da floresta monodominante e da mista fechada, o ambiente foi mais sombreado e homogêneo. A variação sazonal também foi evidente, pois durante as chuvas a maior proporção de leituras entre 0 e $15 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ no sub-bosque da monodominante, mista fechada e mista aberta pode indicar uma maior ocorrência de radiação difusa.

Outro fato que pode estar relacionado às diferenças na disponibilidade de luz entre as estações do ano seria a maior queda de folhas na estação seca, o que resulta em um maior percentual de abertura do dossel. As florestas tipicamente semi-decíduas perdem mais folhas no período seco, fato este que pode ter uma direta relação no sucesso da regeneração da espécie monodominante, pois foi justamente neste período que ocorreu a produção maciça de frutos e sementes (vide capítulo 9).

A habilidade das plantas em utilizar *sunflecks* para a fotossíntese depende da intensidade e da frequência dos mesmos (Vierling & Wessman 2000). Estudos mais detalhados são necessários nas florestas em questão para que se possa avaliar de forma concreta o papel da luz na performance da espécie monodominante. O fato de ambas as florestas apresentarem níveis similares de RFA descartaria, a princípio, a hipótese de que a monodominante seria mais sombreada, tal como foi registrado em uma floresta monodominante na África (Torti *et al.* 2001). Entretanto, a participação das clareiras e dos eventos de *sunfleck* pode ter um papel importante no desempenho das plântulas da espécie monodominante, principalmente se considerarmos sua capacidade para se desenvolver sob condições variadas de luminosidade (vide Capítulo 8). É possível que ela responda rapidamente aos *sunflecks*, pois de acordo com o que é discutido no capítulo 8, o ponto de saturação de luz da espécie, quando as plântulas sobrevivem sob condições de reduzida luminosidade (90% de sombreamento), seria muito menor do que quando vivem sob elevada luminosidade (0% e 30% de sombreamento). Neste caso, parece que ela se

comportaria como uma espécie tolerante à sombra quando cresce sob baixa luminosidade e como espécie pioneira quando cresce sob luz intensa. A classificação dicotômica proposta por Swaine & Whitmore (1988) não se encaixa precisamente nos padrões apresentados por *B. rubescens*.

7.4.3 Tipos de Plântulas

No presente estudo, as lianas e as fanerófitas não diferiram quanto à frequência dos tipos de plântulas. Ibarra-Manríquez *et al.* (2001) e Hladik & Miquel (1990) também não encontraram diferenças entre a frequência dos tipos de plântulas em lianas e árvores. Entretanto, Rizzini (1965), em um estudo no cerrado, observou que 80% das espécies de árvores e 30% dos arbustos apresentaram plântulas epígeas, sendo que a distribuição dos tipos de plântulas epígeas e hipógeas estaria fortemente associada à forma de vida. Entre as lianas, a ocorrência de plântulas PEF pode ser explicada pelo fato deste grupo ser dependente de luz (Putz 1984) e a não-ocorrência de plântulas CER já foi registrado por Hladik & Miquel (1990), Garwood (1996) e Ibarra-Manríquez *et al.* (2001), para as lianas.

A predominância de plântulas PEF e CHR nas florestas estudadas sugere que estes dois tipos podem conferir vantagens para a sobrevivência e desenvolvimento das plântulas no mosaico de regeneração das florestas. No caso das PEF, Popma & Bongers (1988) verificaram que estas crescem mais rapidamente que os outros tipos. Kitajima (1992), observou que cotilédones foliáceos permitem às plântulas explorar melhor ambientes ricos em luz e Strauss-Debenedetti & Bazzaz (1991) observaram que espécies de Moraceae com plântulas PEF apresentavam maior taxa fotossintética máxima. As espécies do tipo CHR, em geral, estão relacionadas a plantas que crescem em ambientes mais sombreados (Ibarra-Manríquez *et al.* 2001). Neste caso, as espécies apresentariam sementes grandes, como é o caso de *B. rubescens*, e os cotilédones funcionando como órgãos de reserva originariam plântulas mais vigorosas (Clark & Clark 1991) e mais aptas a se desenvolver sob condições de reduzida luminosidade.

Hladik & Miquel (1990) sugeriram que há uma relação entre o modo de dispersão e o tipo de plântula, pois a dispersão aumentaria a probabilidade de uma semente em atingir um micro-habitat mais adequado para o seu tipo de plântula. A predominância de zoocoria entre as plântulas CHR e PEF nas florestas estudadas pode sugerir que a dispersão por animais é importante na movimentação destas sementes para longe da árvore-mãe. Ibarra-

Manríquez *et al.* (2001) também registraram a dominância da síndrome de dispersão por animais nas plântulas CHR e PEF de uma floresta tropical no México.

De acordo com Hladik & Miquel (1990), a estrutura heterogênea das florestas tropicais seria um dos fatores determinantes na grande variabilidade de estruturas morfológicas no desenvolvimento de plântulas. Considerando-se que a luz é fator-chave no desenvolvimento das plântulas e que neste quesito a floresta monodominante não diferiu da mista adjacente, não foi surpresa verificar que a distribuição dos tipos de plântulas basicamente não diferiu entre as florestas estudadas.

Os tipos de plântulas predominantes na floresta monodominante e na mista adjacente foram PEF e CHR, semelhante ao que foi registrado em outras florestas tropicais (Figura 7.9). A frequência de plântulas CHR foi ligeiramente superior nas florestas estudadas quando comparadas com as demais, sendo que estudos posteriores serão necessários para explicar se esta maior frequência deve-se a questões ecológicas, filogenéticas ou biogeográficas. Entretanto, considerando-se que não houve diferença entre os tipos de plântulas da floresta monodominante e da mista e que o padrão geral de frequência foi similar às outras florestas tropicais analisadas (Duke 1965, de Vogel 1980, Miquel 1987, Garwood 1996 e Ibarra-Manríquez *et al.* 2001), é possível sugerir que o espectro dos tipos de plântulas não apresentou relação com a monodominância da floresta.

É necessário ser muito cauteloso para se basear em uma comparação ao nível de comunidades, pois diferentes tipos de plântulas podem ser encontrados em um mesmo *taxa*. Além disso, análises futuras também precisariam considerar a abundância das espécies. Assim, estudos mais criteriosos são indispensáveis antes de se extrair conclusões definitivas a respeito do papel do tipo de plântulas na estrutura e dinâmica de uma floresta, embora haja fortes indícios de que a morfologia inicial das plântulas tem um significado ecológico.

7.4.4 Serapilheira

Alguns estudos demonstraram que os danos físicos causados pela queda de serapilheira podem ser significativos na mortalidade de plântulas em florestas tropicais (Clark & Clark 1989, 1991, Scariot 2000), já tendo sido mencionado inclusive para a floresta monodominante de *Peltogyne gracilipes* na Amazônia (Nascimento & Proctor 1997a). Torti *et al.* (2001) observaram que, em uma floresta monodominante na África, a camada de serapilheira acumulada foi bastante superior àquela registrada em uma floresta

mista adjacente, sugerindo que esta camada poderia inibir a germinação e o estabelecimento de espécies competidoras, servindo como uma barreira mecânica. Neste caso, os autores sugeriram que os indivíduos adultos da espécie monodominante modificam o ambiente do sub-bosque de tal maneira que somente suas próprias plântulas seriam capazes de se estabelecer em tais condições.

Considerando-se que a produção anual de serapilheira na floresta monodominante estudada foi superior à floresta mista adjacente, é possível supor a existência de uma barreira física que dificulta o estabelecimento de outras espécies, principalmente aquelas com sementes pequenas e poucas reservas (Molofsky & Augspurger 1992, Metcalfe & Grubb 1997). Facelli & Pickett (1991) observaram que dentre os aspectos da estrutura física da serapilheira que podem impedir a emergência de um tipo de plântula e beneficiar outro estão a espessura, o grau de compactação e a textura. Por outro lado, Villela & Proctor (1999) observaram que a produção anual de serapilheira estimada da floresta monodominante de *P. gracilipes* foi similar a uma floresta com baixa e a uma floresta sem ocorrência da espécie monodominante.

A queda de serapilheira na floresta monodominante e na mista adjacente do presente estudo foi significativamente sazonal, concentrando-se no período seco. Na floresta de *P. gracilipes*, a queda de serapilheira também foi sazonal e este padrão, junto com a elevada concentração de Ca e Mg nas folhas, seriam características que distinguem esta floresta monodominante das demais analisadas (Villela & Proctor 1999). Scott *et al.* (1992), Villela (1997) e Villela & Proctor (1999) efetuaram uma ampla revisão sobre a produção anual de serapilheira (ton/ha/ano) em florestas na Amazônia e na região sudeste. Em todos os registros disponibilizados por estes autores, nenhuma floresta apresentou maior produção anual de serapilheira do que a floresta monodominante de *B. rubescens*. Os valores que mais se aproximaram foram aqueles registrados por Delitti (1989) em matas de galeria de São Paulo.

O fato de *B. rubescens* apresentar uma plântula do tipo CHR (criptocotiledonar-hipógeo-reserva) e produzir sementes grandes em grande quantidade pode representar uma vantagem para superar uma possível barreira física imposta pela grande produção de serapilheira na floresta monodominante. Além disso, no pico de produção da serapilheira (meados da estação seca), as sementes de *B. rubescens* representam em torno de 39% da serapilheira total, o que também pode indicar uma vantagem em relação à ocupação desta floresta.

A elevada produção anual de serapilheira na floresta monodominante, a diferença em relação a floresta mista adjacente e a acentuada sazonalidade na produção, podem ser fatores indicativos da importância da serapilheira na manutenção da monodominância de *B. rubescens*. Assim, estudos sobre ciclagem de nutrientes, envolvendo aspectos como a concentração, eficiência de uso, decomposição e retranslocação de nutrientes, entre outros parâmetros, serão indispensáveis para se avaliar as conseqüências biogeoquímicas da dominância desta espécie.

7.5 CONCLUSÃO

A falta de indivíduos jovens de *B. rubescens* na população não é limitada pela produção de sementes ou plântulas, que são maciças, mas provavelmente por algum fator limitante que atua nestes estágios. É possível que as plântulas tenham baixa tolerância a períodos mais secos (eventos de El Niño?), principalmente no primeiro ano de vida, ou estejam diretamente limitadas a condições específicas de luminosidade. Além disso, o papel de predadores e patógenos e a interação destes com a ecofisiologia das plântulas precisa ser melhor estudado para se compreender inteiramente o processo de regeneração da espécie. De qualquer forma, o padrão temporal e infreqüente envolvido na regeneração natural da floresta de *B. rubescens* pode ser um indicativo da vulnerabilidade desta comunidade, principalmente com relação às interferências antrópicas, pois se um número considerável de indivíduos adultos de *B. rubescens* for extraído da floresta logo após um período de baixa produção de sementes ou plântulas, o distúrbio poderá afetar a comunidade de tal forma que esta não poderá mais se recuperar.

Apesar das condições de luminosidade da floresta monodominante serem similares à floresta mista adjacente, diferenças na produção anual de serapilheira podem representar uma vantagem à espécie monodominante, cujas plântulas podem apresentar características que permitem uma maior tolerância à grande produção de serapilheira nesta floresta. Estudos relacionados à taxa de decomposição da serapilheira em ambas as florestas estudadas são indispensáveis para confirmar este padrão.

A presença de um banco de plântulas persistentes de *B. rubescens*, as características morfológicas das plântulas e a evidência de maior disponibilidade de luz em clareiras de médio porte na floresta monodominante, podem ser indicativos importantes do potencial de manejo da espécie. A formação de um maciço banco de plântulas no sub-bosque da

floresta pode representar uma vantagem na regeneração da espécie em condições de pré-abertura de clareiras, o que contribuiria para a manutenção de sua monodominância. Entretanto, o sucesso no manejo desta comunidade precisará basear-se em uma ampla compreensão da biologia básica de suas espécies.

A plasticidade da espécie monodominante em diferentes ambientes de luminosidade, apresentando características de espécie pioneira quando cresce sob maiores níveis de luz e de espécie tolerante à sombra, quando sob baixa luminosidade, pode ser uma indicação de que a dicotomização simplificada entre “pioneiras e clímax” é muito mais complexa do que se possa imaginar. Assim, espécies como *B. rubescens* precisariam ser enquadradas em categorias que reflitam melhor suas características sucessionais.

CAPÍTULO 8. CRESCIMENTO E REPARTIÇÃO DE BIOMASSA EM PLÂNTULAS DE *BROSIMUM RUBESCENS* TAUB. SOB DIFERENTES NÍVEIS DE SOMBREAMENTO.

8.1 INTRODUÇÃO

Compreender plenamente os mecanismos que mantêm a elevada diversidade de espécies nas florestas tropicais tem sido um desafio constante para muitos ecólogos (Connell *et al.* 1984, Richards 1996). Dentre as diversas explicações que têm sido sugeridas para justificar a coexistência de muitas espécies nas florestas tropicais, é possível ressaltar aquela que discute o papel das clareiras na criação de diferentes níveis de radiação solar no sub-bosque da floresta (Denslow 1980, Brokaw 1982, Clark & Clark 1992, Agyeman *et al.* 1999, Kennard *et al.* 2002). Neste caso, de acordo com Denslow *et al.* (1990) e Brown & Whitmore (1992), a radiação solar parece ser o único parâmetro que inequivocamente afeta o crescimento das plantas em clareira.

Em geral, as florestas tropicais são caracterizadas por apresentarem muitas espécies com poucos indivíduos (Felfili 1995b). Entretanto, existem exceções onde 50 a 100% da dominância total é representada por uma única espécie. Estas florestas, denominadas monodominantes, têm sido registradas em quase todos os continentes (Connell & Lowman 1989, Hart *et al.* 1989, Martijena & Bullock 1994, Read *et al.* 1995, 2000, Nascimento *et al.* 1997, Torti *et al.* 2001, Marimon *et al.* 2001a, b). Uma importante questão que tem sido discutida na dinâmica destas florestas é se elas se encontram em um estágio sucessional ou clímax.

Manchas de floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae) ocorrem na região leste do estado de Mato Grosso (Felfili *et al.* 1998). Informações sobre a estrutura, composição florística e etnobotânica de duas manchas representativas desta floresta estão disponíveis em Marimon (1998), Marimon & Felfili (2000, 2001) e Marimon *et al.* (2001a, b). A espécie monodominante *B. rubescens* tem sido intensivamente explorada por fazendeiros e madeireiros devido a grande durabilidade de sua madeira. Os índios Xavante também apresentam especial interesse pela espécie, utilizando o cerne da madeira para confeccionar bordunas e para construções, além do uso de seus frutos como alimento e atrativo para a fauna silvestre durante suas expedições de caça.

Considerando-se que a disponibilidade de luz em florestas tropicais parece ser um dos fatores críticos no desenvolvimento das plântulas (Denslow 1980), a importância

econômica e sócio-ambiental de *B. rubescens* e a constante ameaça das manchas remanescentes desta floresta monodominante, é imprescindível que se desenvolvam estudos sobre os mecanismos de crescimento e desenvolvimento das plântulas desta espécie sob diferentes níveis de sombreamento, no sentido de embasar modelos e estratégias de recuperação, conservação e manejo sustentado desta floresta.

De acordo com Swaine & Whitmore (1988) as espécies florestais podem ser separadas em dois grandes grupos: pioneiras e não-pioneiras (clímax). O grupo das espécies pioneiras (heliófilas) requer maiores níveis de luz solar para a germinação e crescimento de suas plântulas, ao passo que as espécies clímax (umbrófilas) são tolerantes ao sombreamento, germinando e crescendo sob o dossel fechado. Tais diferenças, apesar de não serem tão simples quanto parecem, são muito importantes, pois a partir da definição destes grupos funcionais ou grupos de respostas de espécies, será possível expandir as generalizações a respeito de como as espécies diferem e como as comunidades são afetadas por distúrbios. Em todo o caso, parece não haver dúvidas que, para a grande maioria das espécies de árvores em florestas tropicais, a combinação do sucesso da germinação, o aumento da taxa de crescimento e a sobrevivência das plântulas são afetados pela abertura de clareiras (Van Der Meer *et al.* 1998).

Diversos trabalhos apresentam discussões detalhadas sobre a influência de diferentes níveis de radiação solar no crescimento e desenvolvimento de plântulas de espécies de florestas tropicais chuvosas (Augspurger 1984, Langenheim *et al.* 1984, Ellsworth & Reich 1996, Poorter 1999, Agyeman *et al.* 1999) e florestas de galeria (MacDougall & Kellman 1992, Rezende *et al.* 1998, Felfili *et al.* 1999, 2001). Entretanto, estudos desta natureza são muito escassos em florestas monodominantes. Green & Newbery (2001) estudaram a regeneração de uma espécie monodominante na África Central e verificaram que o aumento dos níveis de radiação fotossinteticamente ativa (0,22 a 36%) promoveu o aumento da biomassa das plântulas da espécie.

Nos últimos anos, alguns estudos têm avaliado as respostas fotossintéticas de plântulas de árvores tropicais sujeitas a diversas condições de sombreamento (Langenheim *et al.* 1984, Turnbull 1991, Riddoch *et al.* 1991). Aparentemente, a plasticidade fotossintética ao ambiente luminoso e o grau no qual as características fotossintéticas respondem à quantidade e qualidade da luz durante o desenvolvimento variam consideravelmente entre as espécies e podem ser previstos em uma extensão limitada (Turnbull 1991). Neste caso, espécies que ocorrem em ambientes variáveis (pioneiras e sucessionais primárias) apresentariam uma fisiologia mais flexível do que aquelas

(sucessionais secundárias) de ambientes mais homogêneos (Bazzaz 1991). Entretanto, algumas observações de que espécies sucessionais secundárias somente alcançam o dossel após a abertura de clareiras podem sugerir que a heterogeneidade temporal de longo prazo também pode estar associada a um elevado grau de flexibilidade fisiológica (Pearcy 1987).

É de extrema importância compreender os mecanismos que permitem as espécies não-pioneiras manterem uma taxa de crescimento positivo em condições de radiação solar extremamente baixas, pois a grande maioria das plântulas inicia seu ciclo vital nestes ambientes onde a luz é limitante e este fator poderá representar um ponto-chave na evolução de uma espécie (Agyeman *et al.* 1999).

Diversos parâmetros podem ser utilizados para avaliar a resposta de uma planta à radiação solar. Os mais comuns são altura, diâmetro do coleto, número de folhas, área foliar, biomassa seca e a relação raiz/parte aérea. Entretanto, outros parâmetros como a área foliar específica (AFE) e a taxa de crescimento relativo (TCR) também são muito usados. Reich *et al.* (1998), comparando 257 espécies em florestas tropicais, verificaram que a AFE diferiu marcadamente entre grupos funcionais e entre espécies. Agyeman *et al.* (1999), ao quantificarem a posição de 16 espécies de árvores tropicais em resposta a um gradiente de luz, verificaram que a variável mais fortemente correlacionada com este gradiente foi a TCR. Felfili *et al.* (1999), observaram que para *Sclerolobium paniculatum* os maiores valores de biomassa seca das plântulas sob 50% de sombreamento, seguido da condição de pleno sol, é característico de espécies heliófilas de fases iniciais de sucessão.

Observações empíricas efetuadas entre 1996 e 1998 na floresta de *Brosimum rubescens* sugeriram que as plântulas da espécie poderiam apresentar uma preferência para crescer em clareiras, visto que a ocorrência de plântulas no sub-bosque da floresta era extremamente abundante (tapete de plântulas), mas a ocorrência de indivíduos jovens (> 2m de altura e DAP < 5cm) era muito rara (Marimon 1998). Augspurger (1984) e Fordyce *et al.* (2000) observaram que quando indivíduos jovens (arvoretas) estiverem ausentes em condições de sombreamento é assumido que a espécie requer a ocorrência de clareiras para garantir o sucesso de sua regeneração. Assim sendo, formulou-se a hipótese de que *B. rubescens*, que é uma espécie dominante do dossel, é tolerante à sombra (umbrófila), apresentando crescimento muito lento e taxa fotossintética baixa até que uma clareira não muito grande ocorra. Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi testar quais os níveis de sombreamento que limitam e quais promovem o desenvolvimento de plântulas de *B. rubescens* em condições naturais e em viveiro, simulando níveis de luminosidade que podem ser encontrados na floresta.

8.2 MATERIAL E MÉTODOS

8.2.1 A espécie

A espécie selecionada para este estudo, *Brosimum rubescens* Taub., apresenta distribuição descontínua (estados de Mato Grosso, Tocantins e Amazonas e diversos países no norte da América do Sul e na América Central) com ocorrência regional freqüente (Berg 1972). Na região leste de Mato Grosso, ocorrem extensas manchas de floresta tropical estacional semidecidual (Cochrane *et al.* 1985), onde o dossel é dominado apenas por uma espécie, sendo denominada por Marimon (1998) como floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, que atualmente encontra-se ameaçada devido a intensa exploração madeireira.

A espécie *Brosimum rubescens* é uma árvore monóica, com 20 a 35m de altura e 20 a 50cm de DAP, com fuste reto e cilíndrico. Frutifica, em geral, entre novembro e fevereiro. As sementes são globosas com cerca de 1,5cm de comprimento e 0,7g de biomassa seca. A densidade básica da madeira é de 0,92g/cm³, com elevada resistência natural do cerne ao ataque de fungos e insetos. A espécie é semi-decídua, perdendo suas folhas durante todo o ano, com um pico na época da seca. São poucas as informações disponíveis na literatura sobre o *status* sucessional da espécie. Porém, em observações preliminares, Marimon (1998) sugeriu que esta espécie seja uma sucessional secundária que cresce lentamente com pouca luz solar, mas precisa de clareiras para se estabelecer, conforme o modelo proposto por Swaine & Whitmore (1988).

8.2.2 Experimento em Viveiro

O experimento foi conduzido no viveiro florestal da Fazenda Água Limpa (FAL) da Universidade de Brasília entre setembro de 2001 e junho de 2003. A FAL localiza-se a 15°56'14"S e 47°46'08"W, a uma altitude de 1100m. O clima é do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen, apresentando duas estações bem definidas, uma seca de maio a setembro e uma chuvosa de outubro a abril, com precipitação média anual de 1600mm (Felfili *et al.* 1999).

8.2.2.1 Crescimento e repartição de biomassa

As sementes de *B. rubescens* foram coletadas no dia 27 de julho de 2001 na floresta monodominante da Fazenda Vera Cruz (antiga Faz. Eldorado), retiro Pau Brasil, e semeadas no viveiro da FAL no dia 20 de setembro de 2001 em sacos de polietileno preto de 15 x 30cm com perfurações laterais. O substrato utilizado foi o solo de uma floresta de galeria coletado na profundidade de 0 a 20cm na Reserva Ecológica do Roncador (IBGE/Brasília-DF). Experimentos preliminares mostraram que este foi o substrato no qual as plântulas de *B. rubescens* apresentaram melhor crescimento (Dr. Christopher W. Fagg, dados não publicados).

Os resultados das análises químicas do substrato estão apresentados na Tabela 8.1 e foram efetuadas no Laboratório de Solos do Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília (vide descrição do método no capítulo 6). Foram semeadas duas sementes em cada saco plástico a uma profundidade correspondente a uma vez o tamanho da semente. Após a germinação (entre 10 e 15 dias), efetuou-se a repicagem das plântulas, permanecendo apenas uma por saco. Todas as plântulas foram mantidas em uma casa de vegetação sob 70% de sombreamento até aparecerem no mínimo duas folhas em cada indivíduo, durante cinco meses, visando minimizar a mortalidade nos tratamentos.

Após o aparecimento das folhas, as plântulas mantiveram os cotilédones aderidos no coleto, sendo que, em alguns casos, estes permaneceram presos durante todo experimento. No dia 20 de fevereiro de 2002 as plântulas foram transferidas para os tratamentos e deu-se início a fase de monitoramento. Foram realizadas irrigações por aspersão (manhã e tarde) durante todo o experimento.

Tabela 8.1 - Análise química do solo de mata de galeria usado na produção de mudas de *B. rubescens* em viveiro. Solo bem drenado, Cór. Monjolo, Reserva Ecológica do IBGE, DF.

Parâmetros	Níveis
pH (H ₂ O)	5,42
pH (KCl)	4,54
Al (cmol(+).kg ⁻¹)	1,18
Ca (cmol(+).kg ⁻¹)	2,39
Mg (cmol(+).kg ⁻¹)	1,20
K (cmol(+).kg ⁻¹)	0,32
P (mg.kg ⁻¹)	0,60
Fe (mg.kg ⁻¹)	36,20
Mn (mg.kg ⁻¹)	17,90
N (%)	0,39
Matéria Orgânica (%)	3,44

O delineamento experimental consistiu de cinco tratamentos representados pelos níveis de sombreamento com um mínimo de 20 repetições aleatoriamente distribuídas por tratamento (Sokal & Rolf 1981). As plântulas foram submetidas aos seguintes tratamentos, descritos por Felfili *et al.* (1999): 1) 0% de sombreamento – exposição das plântulas a pleno sol, representando uma condição extrema de uma área totalmente degradada; 2) 30% de sombreamento – casa de vegetação com cobertura lateral e superior de sombrite verde, representando uma condição intermediária entre o pleno sol e 50% de sombreamento, com RFA (radiação fotossinteticamente ativa) de em média 70% em relação ao pleno sol; 3) 50% de sombreamento – casa de vegetação com cobertura lateral de sombrite verde e cobertura superior de plástico transparente procurando reproduzir uma condição de clareira, com RFA de cerca de 50% em relação ao pleno sol; 4) 70% de sombreamento – casa de vegetação com cobertura lateral e superior de sombrite verde escuro, reproduzindo uma condição de dossel em fase de fechamento e com RFA de em média 30% em relação ao pleno sol e 5) 90% de sombreamento – casa de vegetação com cobertura lateral e superior de uma camada dupla de sombrite verde escuro, reproduzindo uma condição de dossel fechado com RFA de 10%.

A RFA e os padrões da variação diária da intensidade de radiação em cada casa de vegetação, nas estações seca e chuvosa, foram medidos e publicados por Felfili *et al.* (1999). As medições foram efetuadas a pleno sol, em cada casa de vegetação, através do sensor de quanta LI-190S (LI-COR Inc. USA) conectado ao *Data-Logger* LI 1000 (LI-COR Inc. USA). O sensor foi ajustado para medir a densidade de fluxo de fótons (DFF em $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$) na faixa de 400 a 700nm. Os percentuais de sombreamento foram calculados através da comparação da curva diária de luz em cada tratamento em relação à curva determinada ao mesmo tempo a pleno sol.

Em intervalos de dois meses (fevereiro de 2002 a junho de 2003), os diâmetros do coleto foram medidos com um paquímetro digital (Mitutoyo) com precisão de 0,01mm e as alturas foram medidas com uma régua transparente com o ponto zero posicionado no nível do solo até a gema apical. Em cada período de amostragem, para cada tratamento, também foi determinado o número de folhas totalmente expandidas de cada plântula. Após cada medição e contagem efetuou-se a movimentação aleatória das plântulas com o intuito de alterar a posição das mesmas e obter uma homogeneização na ação de fatores não controlados. Em intervalos de quatro meses (junho de 2002 a junho de 2003), foram sorteadas dez plântulas de cada tratamento para a quantificação da biomassa seca da parte aérea e subterrânea. Neste procedimento, cada plântula foi destorroada, lavada com água

corrente sobre uma mesa com cobertura telada e separada cuidadosamente em folhas, caule e raízes. As porções separadas foram acondicionadas em sacos de papel e em seguida secadas em estufa a 70°C até peso constante. Para determinar a matéria seca, utilizou-se uma balança analítica com precisão de 0,01g (Mettler AE100, Micronal). Para as amostras foliares utilizadas na quantificação da biomassa, antes da secagem, efetuou-se a medição da área foliar utilizando-se um *scanner* (Area Meter, Mod. CI-202, CID Inc.).

A área foliar específica (AFE) foi calculada dividindo-se a área foliar (cm²) pela biomassa seca das folhas (g) de cada plântula. A razão da área foliar (RAF) foi calculada dividindo-se a área total das folhas pela biomassa seca da plântula.

A taxa de crescimento relativo (TCR) foi calculada seguindo-se as recomendações propostas por Hoffmann & Poorter (2002). Para o cálculo da taxa de assimilação líquida (TAL) utilizou-se a fórmula proposta por Chiarello *et al.* (1991). As fórmulas utilizadas foram:

$$TCR = \frac{\overline{\ln(b_2)} - \overline{\ln(b_1)}}{t_2 - t_1} \qquad TAL = 2. \frac{b_2 - b_1}{(t_2 - t_1)(A_2 + A_1)}$$

Onde: $\overline{\ln(b_t)}$ é a média das biomassas (ln-transformadas) das plântulas no tempo t , b_2 e b_1 e A_2 e A_1 são a biomassa seca da plântula (b) e a área foliar total (A) nos tempos t_2 e t_1 .

A distribuição da biomassa seca (DDBS) foi calculada pela fórmula: $(RA_2 - RA_1)/(t_2 - t_1)$, sendo $RA_2 =$ biomassa da raiz / biomassa da parte aérea no tempo t_2 (Claussen 1996).

8.2.2.2 Fotossíntese

As sementes de *Brosimum rubescens* utilizadas neste experimento foram coletadas na Fazenda Vera Cruz (14°50'47"S e 52°08'37"W) no mês de outubro de 2000 sendo que, em agosto do mesmo ano, no viveiro da FAL, foram semeadas individualmente em sacos de polietileno preto de 15x25cm, com perfurações laterais. O substrato dos sacos foi composto por solo bem drenado da mata de galeria do córrego Monjolo ou Escondido, na Reserva do IBGE em Brasília-DF.

As plântulas foram irrigadas duas vezes por dia (aspersão) e mantidas no viveiro florestal da FAL, até dezembro de 2001, nas seguintes condições de luminosidade de pleno

Sol (0% de sombreamento), 30% e 90% de sombreamento, conforme descritos no item 8.2.2.1. As medições de fotossíntese foram efetuadas no período matutino em dezembro de 2001. Para cada plântula, nas diferentes condições de sombreamento, foi selecionada uma folha adulta, sem imperfeições, posicionada na porção apical do ramo. As folhas analisadas (n=5) apresentaram tamanhos similares. As medidas foram determinadas a partir de um sistema portátil para medir fotossíntese (Portable Photosynthesis System), modelo LCI da ADC Bio Scientific Ltd., em sistema aberto.

Cada folha foi encaixada sob uma câmara e em seguida submetida a diferentes DFF (densidades de fluxo de fótons fotossinteticamente ativos) por um período de oito minutos, registrando-se os valores em intervalos de um minuto. Para este procedimento, utilizou-se um protocolo (desenvolvido pelo Prof. Augusto César Franco, PhD., do Departamento de Fisiologia Vegetal da UnB) de diferentes combinações de camadas de papéis sulfite e vegetal e potências de luz (lâmpada de halogênio de 12W, luz branca dicróica), simulando os seguintes níveis de irradiação luminosa na faixa fotossinteticamente ativa: 0 (escuro), 5, 20, 50, 124, 170, 272, 468, 677, 947, 1315 e 1746 $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$. Assim, para cada folha procedeu-se o registro de 96 dados (taxa de assimilação de CO_2), sendo oito para cada nível de irradiação (DFF). Após a coleta dos dados, efetuou-se uma análise criteriosa dos mesmos, excluindo-se os valores extremos (outliers). As médias aritméticas calculadas para cada nível de irradiação foram utilizadas para a construção de curvas que relacionaram a fotossíntese e a DFF.

8.2.3 Experimento na Floresta

O experimento em campo foi conduzido entre julho de 2002 e julho de 2004, na floresta monodominante de *Brosimum rubescens* na Fazenda Vera Cruz (14°50'47"S e 52°08'37"W). Em julho de 2002 efetuou-se a medição (altura total e diâmetro do coleto), contagem das folhas e marcação de 30 plântulas de *B. rubescens* localizadas em uma clareira de 12,5 x 7,5m na floresta monodominante. No mesmo período, efetuou-se também a medição e marcação de 30 plântulas localizadas em uma área de 10 x 10m no sub-bosque da floresta, sob o dossel fechado. As medições foram repetidas a intervalos de seis meses, de julho de 2002 a julho de 2004. Em cada ambiente (clareira e sob o dossel fechado), foi determinada a intensidade da radiação solar com o uso de um sensor de quanta (LI190 SZ, LI-COR Inc. USA) acoplado a um *Data-Logger* (LI-COR Inc. USA).

As medições foram efetuadas no final da estação seca (10/09/03) e no final da estação chuvosa (05/04/04) e os resultados descritos no item 7.3.2 do capítulo 7.

As plântulas foram selecionadas baseando-se em características morfológicas previamente observadas em plântulas que cresceram em viveiro e na floresta. Assim, baseando-se na altura dos indivíduos, presença de cotilédones e número de folhas, bem como baseando-se em observações e estudos anteriores na área de estudo (1996 a 1998), foram escolhidos indivíduos com alturas inferiores a 30cm cujas sementes, provavelmente, foram produzidas no período de frutificação do ano de 2000.

8.2.4 Análise Estatística

As medições efetuadas em fevereiro de 2002 (1ª medição), no momento em que as plântulas foram colocadas nos respectivos tratamentos no viveiro da FAL, foram tratadas estatisticamente (ANOVA) para verificar se havia alguma variação prévia entre os tratamentos. A partir desta análise, verificou-se que as plântulas colocadas nas diferentes casas de vegetação (0, 30, 50, 70 e 90% de sombreamento) em fevereiro de 2002 (aos cinco meses de idade) não diferiram estatisticamente ($P > 0,05$) em relação às variáveis altura total, diâmetro do coleto e número de folhas.

As respostas das plântulas aos diferentes tratamentos foram avaliadas a partir de uma análise de variância (Two-Way ANOVA), sendo que cada tratamento representou a variável dependente. As variáveis independentes foram altura, diâmetro do coleto, número de folhas, biomassa seca (folhas, caule, raiz e total), relação raiz/parte aérea, área foliar e razão da área foliar. Para a comparação entre as médias dos tratamentos, foi utilizado o Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A normalidade e a homocedasticidade dos dados foram checadas pelos testes de Kolmogorov-Smirnov e Bartlett. Quando estas não foram atingidas, os dados foram transformados (Log, $1/x$ para as variáveis contínuas e Raiz Quadrada para as variáveis discretas) (Sokal & Rolf 1981, Tabachnick & Fidell 2001). Os testes estatísticos foram processados a partir do programa SAS 8.1 (SAS 1999-2000). A área foliar específica (AFE) foi calculada dividindo-se a área foliar dos indivíduos pela biomassa seca das respectivas folhas e os resultados das comparações (média, mediana e intervalo de confiança) entre os tratamentos foram apresentados em gráficos *Box-Plot* (Programa SYSTAT 7.0, SPSS Inc. 1997).

Os dados medidos nas plântulas localizadas na clareira e no sub-bosque da floresta monodominante foram comparados a partir do teste não-paramétrico de Mann-Whitney com o uso do programa SYSTAT 7.0.

8.3 RESULTADOS

8.3.1 Em Viveiro

8.3.1.1 Altura, diâmetro e número de folhas

Com exceção da altura aos sete e nove meses, para as demais variáveis houve diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 8.2). Para as idades amostradas (7, 9, 11, 13, 15, 17, 19 e 21 meses) os valores das alturas foram maiores na condição sob 50% de sombreamento, sendo que a partir de 11 meses as alturas foram significativamente maiores sob este tratamento. Os menores valores das alturas foram observados sob 0% e sob 90% de sombreamento, ou seja, sempre nos extremos de luminosidade. O padrão observado para os diâmetros do coleto foi similar, sendo que a partir dos 11 meses de idade os valores dos diâmetros foram significativamente superiores sob condições intermediárias de luminosidade (30 e 50% de sombreamento). Para os diâmetros, os valores significativamente menores sempre foram registrados sob 90% de sombreamento.

Apesar do maior número de folhas em todas as idades amostradas ter sido registrado para o sombreamento a 50%, estes valores não diferiram significativamente daqueles observados sob 30% de sombreamento. Os menores valores foram registrados para o tratamento a 90% e não diferiram estatisticamente daqueles registrados sob 0 e 70%. Observou-se também que o número de folhas sempre sofreu um acréscimo entre um período de amostragem e o subsequente.

Verificou-se que no período das chuvas (outubro a abril) ocorreu um aumento de 51, 65, 70, 10 e 97% no número de folhas em cada tratamento (0, 30, 50, 70 e 90% de sombreamento, respectivamente) em relação ao período seco (maio a setembro), apesar das plântulas terem sido irrigadas duas vezes ao dia durante todo o experimento. Comparando-se o aumento no número de folhas que ocorreu entre os meses de abril e junho de 2002 e abril e junho de 2003, ambos no período seco, verificou-se que a variação foi muito similar entre os anos (2002 e 2003) em todos os tratamentos.

Tabela 8.2 – Efeito dos níveis de sombreamento sobre a altura (cm), diâmetro do coleto (mm) e número de folhas em diferentes idades de plântulas de *Brosimum rubescens* em viveiro. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo Teste de Tukey.

Idade (meses)	Tratamento	Altura (cm)	Diâmetro do coleto (mm)	Nº folhas
5	0% sombra	17,05a	2,15a	3a
	30% sombra	16,50a	2,34a	3a
	50% sombra	16,20a	2,19a	3a
	70% sombra	16,77a	2,33a	3a
	90% sombra	16,45a	2,27a	3a
7	0% sombra	18,41a	3,31a	4b
	30% sombra	18,45a	3,05ab	4ab
	50% sombra	18,58a	2,98b	5a
	70% sombra	18,29a	2,96b	4b
	90% sombra	17,65a	2,78b	4b
9	0% sombra	19,23a	3,58a	5bc
	30% sombra	20,27a	3,37ab	6ab
	50% sombra	20,30a	3,40ab	6a
	70% sombra	19,65a	3,25bc	5c
	90% sombra	18,57a	3,02c	5c
11	0% sombra	19,33b	3,73a	6bc
	30% sombra	20,85ab	3,69ab	7ab
	50% sombra	22,13a	3,89a	8a
	70% sombra	20,53ab	3,60ab	6bc
	90% sombra	19,55b	3,28b	5c
13	0% sombra	21,37b	4,00b	8bc
	30% sombra	23,65ab	4,11ab	9ab
	50% sombra	26,07a	4,51a	10a
	70% sombra	22,75b	3,93bc	8bc
	90% sombra	21,37b	3,47c	6c
15	0% sombra	23,33b	4,56b	10b
	30% sombra	27,11b	4,72b	13a
	50% sombra	31,87a	5,41a	15a
	70% sombra	24,87b	4,34bc	9b
	90% sombra	23,98b	3,80c	8b
17	0% sombra	25,28c	5,03bc	13bc
	30% sombra	29,93b	5,61ab	15ab
	50% sombra	35,62a	6,29a	18a
	70% sombra	28,53bc	4,77c	11cd
	90% sombra	26,95bc	4,04d	9d
19	0% sombra	26,05c	5,97b	15ab
	30% sombra	34,33ab	6,34ab	17a
	50% sombra	39,20a	7,07a	20a
	70% sombra	29,72bc	5,42b	12b
	90% sombra	29,53bc	4,38c	11b
21	0% sombra	26,28c	6,41b	15bc
	30% sombra	35,20ab	6,65ab	18ab
	50% sombra	40,92a	7,66a	21a
	70% sombra	31,00bc	5,82b	12bc
	90% sombra	31,66bc	4,70c	12c

8.3.1.2 Acúmulo e repartição de biomassa

Aos nove meses de idade, a única diferença significativa na biomassa total ocorreu entre os extremos 0 e 90% de sombreamento. De um modo geral, este padrão se repetiu para a biomassa da raiz, caule e folhas, com algumas variações entre os tratamentos em cada idade. Aos 17 e 21 meses, as maiores médias foram registradas em todas as variáveis de biomassa para o tratamento de 50% de sombreamento. Em geral, com relação aos valores de biomassa, os tratamentos de níveis intermediários de sombreamento (30, 50 e 70%) tenderam a ser significativamente diferentes dos tratamentos de extremos (0 e 90%) e a propensão verificada foi de maior acúmulo de biomassa nos tratamentos menos sombreados (Tabela 8.3).

Tabela 8.3 – Efeito dos níveis de sombreamento sobre as variáveis de biomassa seca (g) e área foliar (cm²) em diferentes idades de plântulas de *Brosimum rubescens*, em viveiro. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo Teste de Tukey.

Idade (meses)	Tratamento	Biomassa seca (g)				Relação raiz/ parte aérea	Área foliar (cm ²)	Razão da área foliar (cm ² g ⁻¹)
		raiz	caule	folhas	total			
9	0% sombra	0,82a	0,43a	0,47ab	1,72a	0,90a	51,97a	30,26a
	30% sombra	0,80a	0,47a	0,56a	1,84a	0,73ab	68,18a	37,88bc
	50% sombra	0,68ab	0,39ab	0,52ab	1,71ab	0,72ab	59,76a	39,39bc
	70% sombra	0,70a	0,38a	0,44ab	1,52ab	0,85ab	51,70a	35,02ab
	90% sombra	0,33b	0,21b	0,26b	0,80b	0,69b	36,92a	46,79c
13	0% sombra	0,86ab	0,53ab	0,58b	1,97ab	0,77a	78,29a	42,35b
	30% sombra	1,54a	0,88a	1,21a	3,64ab	0,74a	144,27a	38,75b
	50% sombra	1,38a	0,72ab	1,01a	3,11a	0,78a	119,40a	38,70b
	70% sombra	1,26ab	0,74ab	0,98a	2,98ab	0,74a	126,07a	42,05b
	90% sombra	0,71b	0,44b	0,64ab	1,80b	0,64a	94,37a	53,73a
17	0% sombra	1,59bc	0,90b	0,97b	3,47bc	0,85a	100,04b	28,88c
	30% sombra	1,81bc	1,02b	1,38b	4,21bc	0,73a	145,16b	35,22bc
	50% sombra	3,40a	1,85a	2,37a	7,61a	0,78a	251,19a	36,45bc
	70% sombra	2,25ab	1,08ab	1,47ab	4,80ab	0,84a	169,87ab	37,49b
	90% sombra	0,88c	0,59b	0,95b	2,43c	0,57b	152,93b	62,61a
21	0% sombra	3,00ab	1,65ab	1,33b	5,98ab	0,97a	115,14b	19,46c
	30% sombra	4,04a	2,19a	2,42ab	8,66a	0,90a	223,93ab	25,40bc
	50% sombra	4,31a	2,52a	2,63a	9,46a	0,86ab	257,84a	27,36b
	70% sombra	4,06a	1,88ab	2,10ab	8,04ab	0,97a	226,63ab	29,99b
	90% sombra	1,53b	1,01b	1,34b	3,88b	0,66b	181,99ab	47,67a

Entre os 9 e 21 meses (junho de 2002 e junho de 2003), o maior aumento percentual, em todas as variáveis de biomassa, sempre foi registrado para o tratamento sob 50%. Comparando-se os aumentos de biomassa total que ocorreram entre os 9 e 13 meses (junho de 2003 a outubro de 2003 – período seco), verificou-se que o menor (14%) ocorreu no tratamento de 0% de sombreamento e o maior (125%) ocorreu no tratamento de 90%. No período chuvoso (13 a 17 meses, outubro de 2003 a fevereiro de 2004), o menor aumento (15%) ocorreu para o tratamento de 30% e o maior (145%) para o de 50% de sombreamento. Neste mesmo período, o tratamento de 0% registrou um aumento de 76%, cerca de cinco vezes superior àquele registrado no período seco (Figura 8.1).

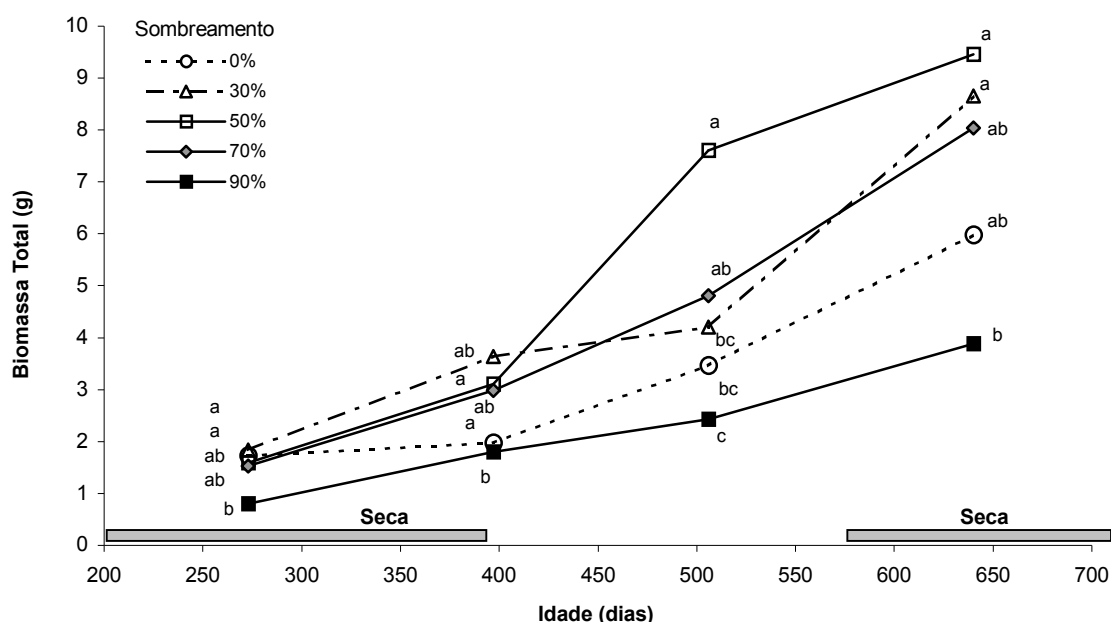


Figura 8.1 – Efeito dos níveis de sombreamento sobre a produção de biomassa seca total em diferentes idades de plântulas de *Brosimum rubescens* (273 dias= 9 meses, 397= 13 meses, 506= 17 meses e 640= 21 meses). Símbolos seguidos da mesma letra representam que as médias não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo Teste de Tukey.

O maior aumento de biomassa entre os 9 e 21 meses de idade das plântulas, para todos os tratamentos e variáveis, foi registrado para a biomassa caulinar no tratamento de 50% de sombreamento, representando um aumento de 550% no período. Nos primeiros quatro meses de medição da biomassa (junho a outubro de 2002) nos tratamentos de 70% e 90% os aumentos registrados em todas as variáveis de biomassa foram maiores do que o dobro. Entre 13 e 17 meses (outubro de 2002 e fevereiro de 2003) um aumento desta

grandeza ocorreu apenas no tratamento de 50% e na última medição. Entre 17 e 21 meses (fevereiro a junho de 2003), tal aumento foi registrado no tratamento de 30% (Tabela 8.3).

Em todas as idades de amostragem, a relação biomassa da raiz/biomassa da parte aérea foi menor para o tratamento sob 90% de sombreamento. Entretanto, esta comparação foi significativa somente a partir dos 17 meses de idade das plântulas. Em todos os tratamentos o acúmulo de biomassa radicular foi menor do que o acúmulo de biomassa da parte aérea. A maior diferença percentual (+42% a +75%) da biomassa da parte aérea foi registrada para o tratamento sob 90% de sombreamento (Tabela 8.3).

Aos 21 meses de idade, o acúmulo de biomassa no tratamento sob 0% foi cerca de 50% superior do que o registrado nas plântulas sob 90% de sombreamento. Comparando-se com o tratamento que resultou no maior valor de biomassa total (9,46g sob 50% de sombreamento), verificou-se que este apresentou um acúmulo de biomassa cerca de 144% superior ao tratamento sob 90%. No tratamento sob 50% de sombreamento, a biomassa total repartiu-se na proporção de 26% no caule, 28% nas folhas e 47% na raiz. Considerando-se o tratamento sob 90%, a proporção foi de 26%, 34% e 39%, respectivamente, para o caule, folhas e raiz. Em todos os tratamentos e em todas as amostragens, a proporção de biomassa esteve assim dividida: biomassa da raiz > biomassa das folhas > biomassa do caule (Tabela 8.3).

8.3.1.3 Área Foliar

Diferenças significativas com relação à área foliar foram observadas somente a partir dos 17 meses de idade das plântulas. Entretanto, de um modo geral, os maiores valores foram registrados para os níveis intermediários de sombreamento (30, 50 e 70%) e os menores valores para os níveis extremos (0 e 90%) (Tabela 8.3).

A área foliar específica (AFE) apresentou uma tendência geral de redução em relação ao aumento nos níveis de irradiação (ou redução no sombreamento). Esta tendência apareceu mais claramente a partir dos 17 meses. Aos 9 e 13 meses (medições no período seco, junho e outubro de 2002) esta tendência não foi muito clara, visto que no primeiro caso as diferenças entre os tratamentos não foram acentuadas e no segundo foram registrados valores inesperadamente elevados para o tratamento a 0% de sombreamento (Figura 8.2).

Os maiores valores da razão da área foliar (RAF) foram registrados para os tratamentos de maior sombreamento (70 e 90%) e os menores valores foram registrados

para as plântulas que cresceram sob 0% de sombreamento (Tabela 8.3). Considerando-se a primeira amostragem (aos 9 meses) e a última (aos 21 meses), observou-se um maior declínio nos valores da RAF nos tratamentos de menor sombreamento e um aumento no tratamento de maior sombreamento (0% de sombreamento= -35,7%, 30%= -33%, 50%= -30,5%, 70%= -14,3% e 90%= + 2%).

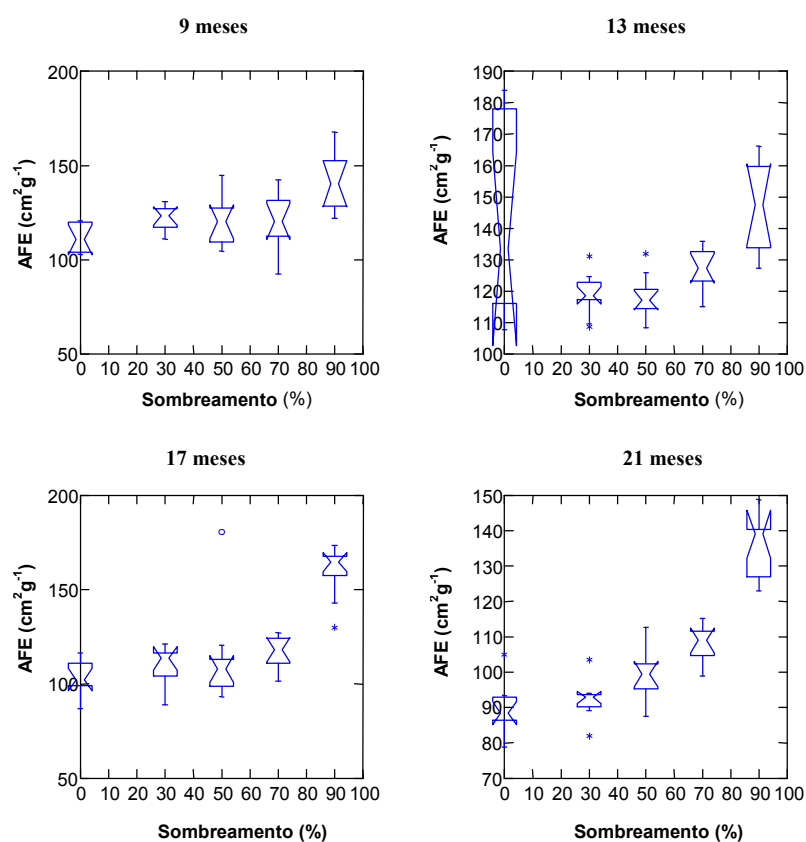


Figura 8.2 – Gráficos *Box-Plot* representando as médias, medianas (ponto onde ocorre o estreitamento do *Box*) e os limites do intervalo de confiança da área foliar específica (AFE, cm²g⁻¹) em diferentes idades de plântulas de *Brosimum rubescens* submetidas a diferentes níveis de sombreamento em viveiro.

8.3.1.4 Taxa de Crescimento Relativo

Todos os valores da taxa de crescimento relativo (biomassa total) registrados para todas as idades avaliadas foram extremamente baixos ($< 0,008 \text{ gg}^{-1}\text{d}^{-1}$), independentemente do sombreamento submetido. As variações das taxas de crescimento relativo observadas para os diferentes tratamentos no decorrer do tempo (397 a 640 dias), seguiram, em geral, padrões bastante distintos (Figura 8.3). No início dos registros (final da estação seca), a menor taxa observada foi para o tratamento de 0%. Neste caso, a taxa de crescimento relativo (TCR) da raiz foi negativa e a TCR da parte aérea apresentou os menores valores (Tabela 8.4). Na estação chuvosa que se seguiu (397 a 506 dias), a TCR do tratamento a 0% apresentou um aumento bastante acentuado, vindo a decair na estação seca seguinte, sendo que, em ambos os casos, a TCR da raiz foi a principal responsável por este aumento (Tabela 8.4).

Os tratamentos a 30, 70 e 90% apresentaram inicialmente um padrão similar em relação à TCR (taxa maior no final da estação seca e menor na chuvosa). Entretanto, na estação seca seguinte, a TCR do tratamento sob 70% de sombreamento manteve-se em queda e as demais aumentaram novamente, sendo que no caso do tratamento a 30% o aumento foi mais acentuado. No último período (seca), para os tratamentos de 30 e 90%, a TCR da raiz foi superior ao período anterior (chuvoso), principalmente para o de 30%, que passou de 0,0009 para $0,0074 \text{ gg}^{-1}\text{d}^{-1}$, sendo que para o de 70% a TCR da raiz diminuiu cerca de 26% (Tabela 8.4).

Evidenciou-se a importância de investimento no crescimento da raiz nas plântulas de *B. rubescens* para que as TCR's permaneçam maiores. A TCR para o tratamento sob 50%, que em geral apresentou os melhores resultados nas demais variáveis analisadas (altura, diâmetro do coleto, etc.), foi a maior de todas nos dois primeiros períodos de registro (273 a 397 dias e 397 a 506 dias). Contudo, no último período (506 a 640 dias), apresentou um decréscimo bastante acentuado (Figura 8.3). Nesta situação, as TCR's da raiz e da parte aérea mantiveram-se elevadas nas duas primeiras medições com valores bastante similares, sendo que no último período o decréscimo ocorreu paralelamente, tanto para a raiz quanto para a parte aérea (Tabela 8.4).

De forma geral, a taxa de assimilação líquida (TAL) foi maior nos tratamentos intermediários (30 e 50% de sombreamento) e menor para as condições extremas de sombreamento (0 e 90%) (Tabela 8.4).

A distribuição da biomassa seca (DBS), considerando-se a relação raiz/parte aérea no tratamento extremo de 0% de sombreamento, apresentou valores de $-0,00105$ aos 13 meses, $-0,00021$ aos 17 meses e $0,00019$ aos 21 meses de idade das plântulas, indicando certa habilidade de aclimatação à medida que a plântula ficou mais velha.

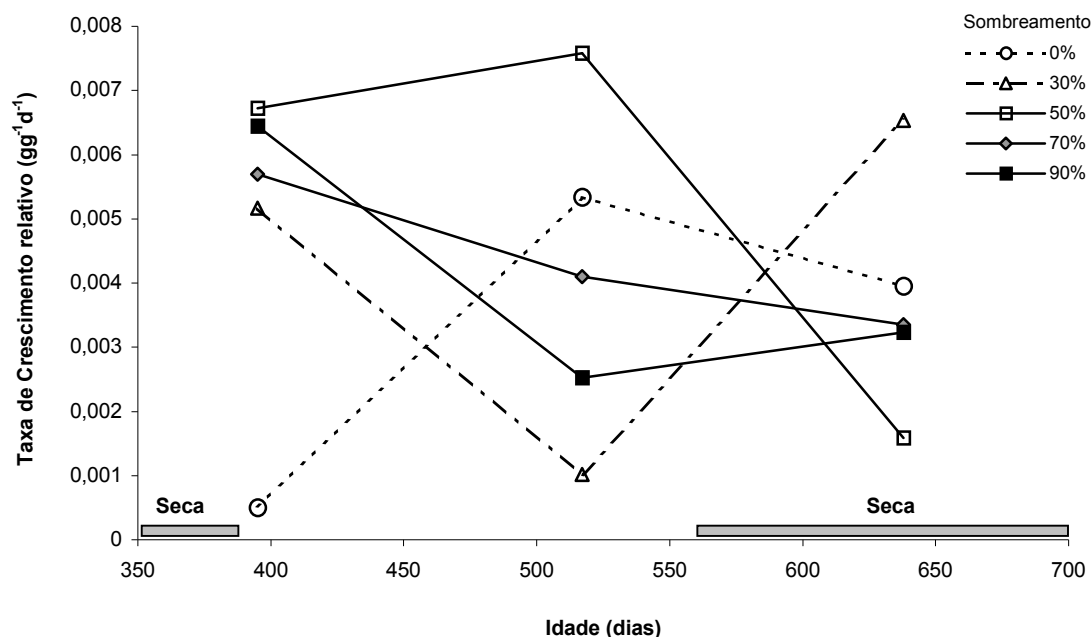


Figura 8.3 – Efeito dos níveis de sombreamento sobre a taxa de crescimento relativo (biomassa total) em diferentes idades de plântulas de *Brosimum rubescens* em viveiro.

Tabela 8.4 - Taxa de Crescimento Relativo (TCR, $g g^{-1} d^{-1}$) de raízes e parte aérea (biomassa das folhas + biomassa do caule) e taxa de assimilação líquida (TAL, $g cm^{-2} d^{-1}$) em plântulas de *Brosimum rubescens* de diferentes idades e sob efeito de diferentes níveis de sombreamento em viveiro.

Idade (dias)	Sombreamento									
	0%		30%		50%		70%		90%	
	Taxa de Crescimento Relativo (TCR, $g g^{-1} d^{-1}$):									
	Raiz	P. Aérea	Raiz	P. Aérea	Raiz	P. Aérea	Raiz	P. Aérea	Raiz	P. Aérea
273 a 397	-0,0002	0,0011	0,0053	0,0051	0,0072	0,0064	0,0052	0,0061	0,0060	0,0067
397 a 506	0,0058	0,0049	0,0009	0,0011	0,0075	0,0076	0,0048	0,0035	0,0020	0,0029
506 a 640	0,0045	0,0034	0,0074	0,0058	0,0019	0,0013	0,0038	0,0029	0,0038	0,0028
	Taxa de Assimilação Líquida (TAL, $g cm^{-2} d^{-1}$):									
273 a 397	0,0000176		0,0001078		0,0001487		0,0001250		0,0001189	
397 a 506	0,0001486		0,0000304		0,0002047		0,0001095		0,0000369	
506 a 640	0,0002161		0,0002339		0,0000587		0,0001266		0,0000720	

Aos 397 dias, no final da estação seca, verificou-se um nítido padrão de aumento da TCR acompanhado do aumento nos níveis de sombreamento (Figura 8.4). Nesta fase, a TCR no tratamento de 90% esteve entre os maiores valores registrados.

Aos 506 dias, muitas posições da TCR em relação ao sombreamento se inverteram. Nesta fase, possivelmente as plântulas já atingiram uma certa aclimação ao ambiente de luz ao qual estavam expostas e, além disso, sendo este o período chuvoso, também era de se esperar uma redução no estresse hídrico. Assim, poderia ser explicada a TCR maior em relação à fase mais jovem observada nas plântulas sob 0% de sombreamento. Porém, nesta etapa, ao contrário do que era esperado, as plântulas sob 30% de sombreamento diminuíram muito a TCR, principalmente em relação ao crescimento radicular (Tabela 8.4 e Figura 8.3).

É importante salientar que neste período algumas plântulas localizadas na casa de vegetação sob 30% de sombreamento foram atacadas por um inseto coccídeo (Homoptera, Diaspididae) que atingiu o caule e as folhas e cujo efeito nocivo pode ter conduzido à redução na TCR. Antes do ataque dos coccídeos a biomassa foliar aumentou 116% entre as medições efetuadas aos 9 e 13 meses. No período de infestação (13 e 17 meses) o aumento da biomassa foliar foi de apenas 14% e após a eliminação dos insetos (17 e 21 meses) o aumento da biomassa foliar voltou a ser elevado, 75% (Tabelas 8.3 e 8.4). Tão logo foi constatado o ataque dos insetos, estes foram eliminados por catação manual e as plântulas foram rigorosamente monitoradas no sentido de evitar uma re-infestação. Nenhum outro ataque de insetos ocorreu em todo o período de experimento em nenhum tratamento.

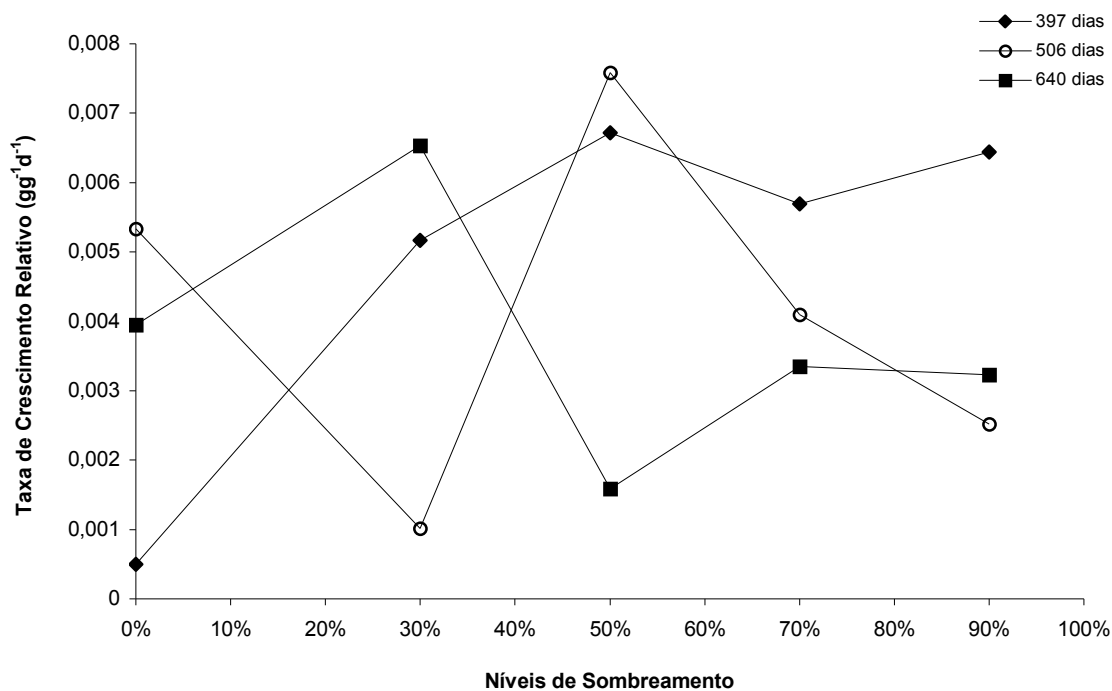


Figura 8.4 – Mudanças na taxa de crescimento relativo ($gg^{-1}d^{-1}$) em relação aos níveis de sombreamento em três idades distintas de plântulas de *Brosimum rubescens* em viveiro.

Aos 640 dias, a tendência geral da TCR para os tratamentos foi de decréscimo (Figura 8.4). O único caso nesta idade onde as plântulas cresceram mais do que nas fases anteriores foi para o tratamento sob 30%, provavelmente em resposta à eliminação dos coccídeos. Por outro lado, no caso do tratamento sob 50%, onde poderia ser esperado apenas um pequeno decréscimo, a TCR atingiu níveis muito inferiores às medições anteriores (Figura 8.4). Neste caso, é provável que a taxa máxima de crescimento deste grupo de plântulas tenha sido aquela registrada aos 506 dias sendo que, a partir de então, a drástica redução da TCR seja um indicativo de que as plântulas precisariam passar por alguma mudança ambiental (saco maior, maior irrigação?) para continuar com taxas de crescimento similares ou maiores do que aquelas registradas nos meses anteriores. É possível que nesta fase as plântulas já tenham esgotado a capacidade de crescimento no saco, pois as raízes começaram a apresentar sinais de enovelamento.

8.3.1.5 Fotossíntese

Todas as plântulas analisadas aumentaram sua taxa fotossintética com o aumento dos níveis de intensidade de irradiação luminosa na faixa fotossinteticamente ativa (DFF). Entretanto, apresentaram diferentes curvas de resposta fotossintética à luz, taxas fotossintéticas máximas e pontos de saturação de luz quando cresceram sob tratamento de sombreamento elevado (90%), mediano (30%) ou nenhum (0%) (Figura 8.5). Para o tratamento sob maior sombreamento (90%) foram observados os menores valores de taxa fotossintética máxima ($A_{\max} = 3,46 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) sendo que a fotossíntese apresentou saturação de luz entre a DFF de 200 a 400 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$.

Por outro lado, as folhas do tratamento sob 30% de sombreamento apresentaram valores mais elevados de taxa fotossintética máxima ($A_{\max} = 8,28$ e $8,32 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) e a saturação de luz ocorreu com DFF acima de 400 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Para o tratamento sob 0% de sombreamento foram registrados valores de fotossíntese máxima ($A_{\max} = 3,76 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) similares àqueles observados no tratamento sob 90%. Porém, a saturação de luz somente foi registrada para DFF acima de 800 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Figura 8.5).

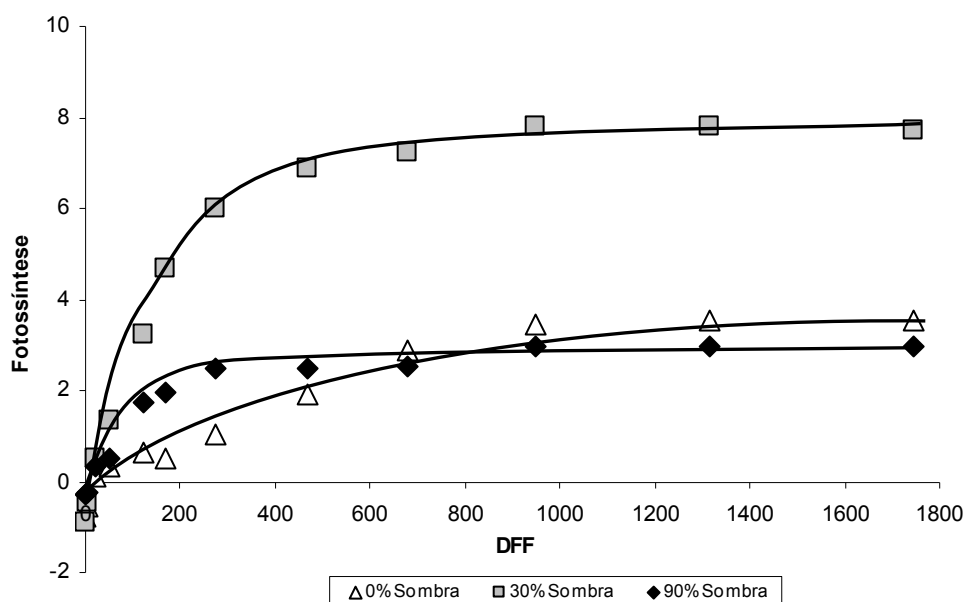


Figura 8.5 - Resposta de assimilação de CO_2 (Fotossíntese, $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) sob diferentes níveis de irradiação luminosa na faixa fotossinteticamente ativa (DFF, $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) em folhas de plântulas de *Brosimum rubescens* sob 0%, 30% e 90% de sombreamento, em viveiro.

8.3.2 Na Floresta

Comparando-se as variáveis medidas em plântulas localizadas em uma porção fechada e sombreada da floresta (sob o dossel) e uma clareira (distantes entre si cerca de 50m), verificou-se que não houve diferença significativa ($P > 0,05$, teste de Mann-Whitney) entre o número de folhas e entre os diâmetros determinados em intervalos de seis meses por um período de dois anos. As alturas determinadas em julho de 2002 também não diferiram entre as plântulas que cresceram sob o dossel e aquelas da clareira. Entretanto, em todas as medições posteriores as alturas diferiram significativamente, sendo sempre maiores na clareira (Teste de Mann-Whitney (U) – Janeiro/2003: $U = 603,5$ e $P = 0,0043$; Julho/2003: $U = 571,5$ e $P = 0,0029$; Janeiro/2004: $U = 580,5$ e $P = 0,0017$; Julho/2004: $U = 587,0$ e $P = 0,001$) (Figura 8.6). Na clareira, foi registrada a morte de dois indivíduos e sob o dossel fechado nenhuma plântula morreu no período do estudo.

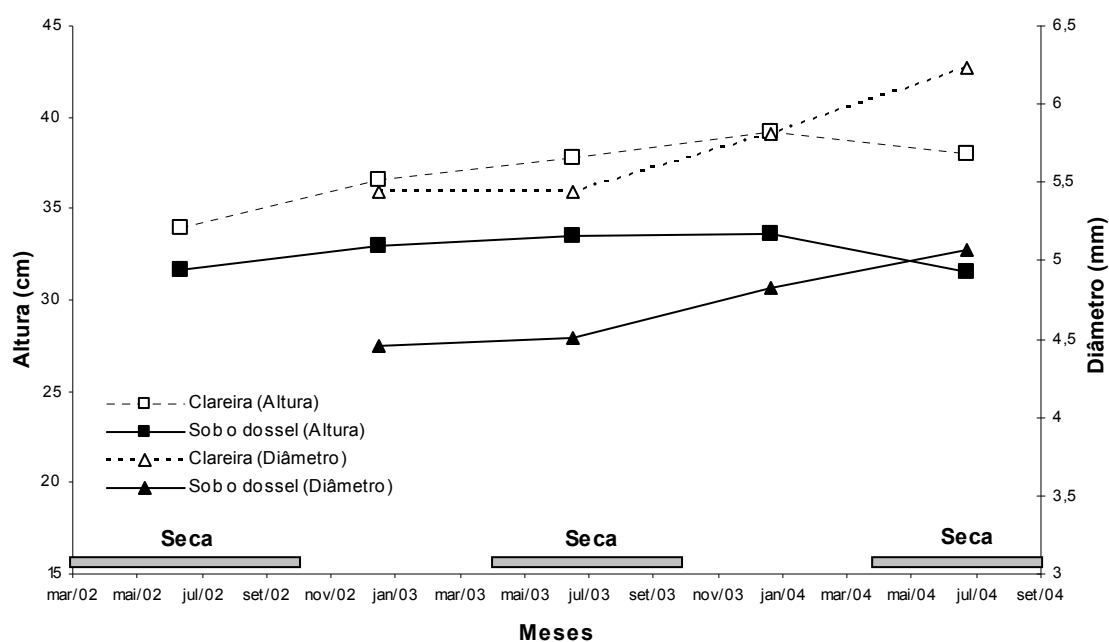


Figura 8.6 - Efeito do sombreamento (sob o dossel e clareira) sobre o crescimento das plântulas (alturas e diâmetros) de *Brosimum rubescens* na floresta monodominante em um período de dois anos.

Os valores das taxas de crescimento relativo em altura e diâmetro das plântulas sob o dossel e na clareira apresentaram um decréscimo no decorrer do período amostrado (julho de 2002 a julho de 2004) e à medida que as plântulas cresceram (Tabela 8.5). O decréscimo na TCR em altura foi mais acentuado nas plântulas que cresceram sob o dossel (de 0,00026 para -0,0004116 cm.d^{-1}) quando comparado às plântulas da clareira. Entretanto, em todos os intervalos de amostragem os valores da TCR em altura das plântulas que cresceram na clareira sempre foram superiores (1,3 a 22 vezes) aos valores registrados para as plântulas sob o dossel. Os valores da TCR em diâmetro das plântulas da clareira, em geral, também foram superiores àqueles registrados sob o dossel nos diferentes períodos de amostragem (Tabela 8.5).

Tabela 8.5 - Taxa de Crescimento Relativo da altura (cm.d^{-1}) e do diâmetro (cm.d^{-1}) de plântulas de *Brosimum rubescens* na floresta monodominante sob efeito do dossel fechado e de uma clareira em um período de dois anos.

Período	Sob o dossel		Clareira	
	Altura	Diâmetro	Altura	Diâmetro
Jul/02 a Jan/03	0,0002600	-----	0,000333	-----
Jan/03 a Jul/03	0,0000936	0,000054	0,000273	0,007348
Jul/03 a Jan/04	0,0000082	0,000459	0,000181	0,000416
Jan/04 a Jul/04	-0,0004116	0,000258	-0,000160	0,000415

8.4 DISCUSSÃO

O crescimento e a produção de biomassa das plântulas de *B. rubescens* aos 21 meses, em todos os tratamentos, apresentaram resultados similares àqueles registrados para algumas espécies arbóreas de mata de galeria com idades entre 17 e 24 meses, onde *Ormosia stipularis* (Mazzei *et al.* 1997), *Cryptocaria aschersoniana* (Rezende *et al.* 1998) e *Sclerolobium paniculatum* (Felfili *et al.* 1999), também apresentaram os melhores resultados sob condições de clareira (50% de sombreamento). Os resultados encontrados por Poorter (1999) para 15 espécies da Amazônia demonstraram que, em geral, a maior biomassa é alcançada nas condições intermediárias de luz.

De modo semelhante ao que foi registrado no presente estudo, oito espécies de árvores revisadas por Felfili *et al.* (2001) e uma espécie pioneira estudada por Alvarenga *et al.* (2003), todas de mata de galeria, também apresentaram a maior relação raiz/parte aérea nas condições de menor sombreamento. Neste caso, considerando-se o maior investimento em biomassa radicular nas condições de maior luminosidade, fica evidenciado que o desenvolvimento das raízes é imprescindível para que a espécie consiga sobreviver em condições naturais de elevada luminosidade (grandes clareiras) e sazonalidade climática (cerca de seis meses de seca).

Em geral, espécies adaptadas a um estresse hídrico mais acentuado, como é o caso de *Acacia tenuifolia*, que ocorre em florestas estacionais (Fagg 2001), podem apresentar valores da relação raiz/parte aérea de até 4,82 sob condições de elevada radiação solar. Ramos *et al.* (2004) observaram que 80% da biomassa total de mudas de *Amburana cearensis*, que cresceram a pleno sol, estava no sistema radicular. Esta característica fornece à planta maior habilidade para suportar as maiores taxas fotossintéticas e de transpiração nestes ambientes (Fetcher *et al.* 1983, Popma & Bongers 1988).

A distribuição da biomassa seca registrada para as plântulas que cresceram sob a condição extrema de 0% de sombreamento e a análise da Figura 8.3 (comparação da TCR entre os extremos de 0 e 90% de sombreamento, nos três intervalos) indicaram que as plântulas de *B. rubescens* apresentam certa habilidade de aclimação às variações nos níveis de luz. Claussen (1996) observaram que uma distribuição da biomassa seca na direção de valores positivos (no caso de *B. rubescens*, de $-0,00105$ a $0,00019$) seria um indicativo de que a adaptação morfológica da planta seguiria um padrão exibido por plantas que crescem em ambientes de sol. Uma ampla plasticidade ou aclimação a diferentes níveis de luz também foi registrada para espécies de mata de galeria (Felfili *et*

al. 2001) e de mata estacional (Fagg 2001, Ramos 2004). *Brosimum alicastrum*, uma árvore de floresta tropical do México, apresentou elevada aclimatação ao aumento dos níveis de radiação solar (Strauss-Debenedetti & Bazzaz 1991). Estudos desenvolvidos por Lortie & Aarssen (1996) demonstraram que espécies adaptadas a uma maior disponibilidade de recursos tendem a apresentar maior plasticidade fenotípica em variáveis diretamente relacionadas com o crescimento.

Apesar de apresentar certa plasticidade em relação aos níveis de luminosidade, as plântulas de *B. rubescens* desenvolveram-se melhor tanto em viveiro quanto sob condições naturais na floresta sob níveis intermediários de luz. Augspurger (1984) e Veenendaal *et al.* (1996) estudaram plântulas de diversas árvores e verificaram que a maior parte das espécies alcançou as maiores taxas de crescimento nas condições intermediárias de luz. No caso de *B. rubescens*, foi registrado crescimento mesmo sob níveis extremos de sombreamento (90%). Entretanto, em uma condição de clareira (50% de sombreamento) o crescimento foi significativamente mais acentuado, podendo conferir à espécie uma vantagem competitiva na ocupação destes ambientes mais iluminados.

É de se esperar que as plântulas de *B. rubescens* cresçam muito lentamente sob o dossel durante muitos anos e após a formação de uma clareira este crescimento se tornaria significativamente maior, podendo suas plântulas ser classificadas como persistentes. Brown & Whitmore (1992) observaram que a habilidade de persistir por longos períodos sob o dossel fechado e apresentar um crescimento lento pode dar para as plântulas uma enorme vantagem quando ocorre uma clareira.

Montgomery & Chazdon (2002) estudaram o crescimento de plântulas em ambientes de sub-bosque (0,2 a 6,5% de luz) e observaram que elas não responderam apenas às variações drásticas na disponibilidade de luz causada por clareiras, mas também a uma heterogeneidade, em menor escala, em ambientes sombreados sob um dossel fechado. O crescimento lento e a elevada sobrevivência de plântulas sob o dossel fechado podem representar um grande impacto positivo sobre o tamanho e a persistência das plântulas até o dia da formação de uma clareira. Além disso, a frequência com que ocorrem as aberturas de clareiras também pode ser fundamental na determinação de quais plântulas serão favorecidas (Brown & Whitmore 1992).

Em condições naturais, na floresta de *B. rubescens*, as plântulas localizadas em uma clareira tiveram maior crescimento em altura do que aquelas localizadas sob o dossel fechado. Poorter & Hayashida-Oliver (2000) observaram que as plântulas de *Brosimum lactescens*, árvore da Amazônia boliviana, também apresentaram maior crescimento em

altura em clareiras do que no sub-bosque da floresta. Os autores observaram ainda que o maior crescimento em altura nas clareiras, durante a estação chuvosa, conferiu a estas plantas uma vantagem decisiva sobre aquelas que cresceram no sub-bosque durante a estação seca. No caso de *B. rubescens*, tanto para os resultados em viveiro quanto para as medições efetuadas na floresta, parece ocorrer um efeito positivo no crescimento em relação ao período das chuvas.

Os valores da razão da área foliar (RAF) (Tabela 8.3) e da área foliar específica (AFE) (Figura 8.2) de *B. rubescens* foram similares aos valores registrados por Hoffmann & Franco (2003) para esta espécie. Ramos & Grace (1990) e Montgomery & Chazdon (2002), consideraram baixos os valores da RAF ($5,2 - 86,6 \text{ cm}^2\text{g}^{-1}$) encontrados para plântulas de *Brosimum alicastrum* que cresceram sob reduzida luminosidade.

Foram observadas diferenças morfológicas nas plântulas de *B. rubescens* associadas ao aumento da radiação solar. Nos tratamentos submetidos a maior radiação solar, as plântulas apresentaram folhas mais espessas (menor AFE), maior alocação de biomassa para as raízes (maior relação raiz/parte aérea) e menor RAF por biomassa da plântula. Em geral, as diferenças observadas nestas variáveis derivadas da taxa de crescimento se mantiveram através dos diferentes níveis de sombreamento (Tabela 8.3 e Figura 8.2). Abrams & Kubiske (1990) e Chen & Klinka (1998) observaram que espécies tolerantes à sombra apresentam AFE de maior plasticidade em resposta à disponibilidade de luz, ao passo que as espécies intolerantes à sombra apresentam menor plasticidade.

Em condições de maior sombreamento, maiores níveis de AFE e RAF contribuem para aumentar a taxa de crescimento da plântula, pois estes parâmetros conferem maior interceptação de luz e ganho de carbono por unidade de massa investida nas folhas (Loach 1970, Lambers & Poorter 1992, Reich *et al.* 1992, Chen & Klinka 1998, Poorter 1999). Da mesma forma, em ambientes com muita luz, valores menores de RAF e AFE seriam benéficos, pois uma menor biomassa por unidade de área estaria diretamente exposta, reduzindo a perda de água e aumentando a habilidade de aclimação da planta (Popma & Bongers 1988, 1991, Popma *et al.* 1988, Claussen 1996).

A partir do espessamento da folha (menor AFE), aumentam também as camadas de parênquima fotossinteticamente ativos e isto aumentaria a capacidade fotossintética da folha (Poorter 1999). Entretanto, Reich *et al.* (1998) analisaram 257 espécies e observaram que as mudanças que ocorrem em folhas com menor AFE, do contrário do que seria esperado, poderiam representar uma desvantagem devido ao maior sombreamento interno da folha (empilhamento de cloroplastos) e limitação na difusão de gases.

As plântulas de *B. rubescens* que cresceram no extremo de sombreamento (90%) também precisaram se adaptar ao ambiente alocando maior biomassa para as folhas e uma maior unidade de área foliar por unidade de massa foliar (AFE), resultando em uma maior área foliar por unidade de massa da plântula (RAF). Se considerarmos que em florestas tropicais, em geral, somente 1 a 2% de radiação solar alcança o solo da floresta (Clark *et al.* 1996), é de se esperar que as plântulas neste ambiente cresçam muito lentamente. Clark & Clark (1992) observaram que em um período de quatro anos diversas espécies de arvoretas localizadas no sub-bosque não apresentaram nenhum crescimento. Os menores valores de acúmulo de biomassa (Figura 8.1) foram registrados para as plântulas de *B. rubescens* que cresceram a 90% de sombreamento.

Considerando-se que a taxa de crescimento relativo (TCR) pode ser decomposta em um componente morfológico (razão da área foliar) e um componente fisiológico (taxa de assimilação líquida, $TCR = RAF \times TAL$), observou-se que em geral, no caso de *B. rubescens*, valores reduzidos de TAL (273 a 397 dias a 0% de sombreamento, Tabelas 8.4) também apresentaram valores reduzidos de RAF (Tabela 8.3), resultando em uma baixa TCR. Entretanto, em algumas situações (Tabelas 8.3, 8.4 e Figura 8.3), como foi o caso do tratamento a 50% entre 397 e 506 dias, a maior TCR foi determinada pela maior TAL, mas não pela maior RAF.

Enquanto as plântulas de *B. rubescens* eram mais jovens, houve um decréscimo da TAL na condição de pleno sol (0% de sombreamento) e elas estariam reagindo como típicas de sombra. Este resultado está de acordo com o que seria esperado na diferença entre espécies de sol e espécies de sombra, onde as primeiras alcançam a saturação por luz (fotossíntese) sob elevadas intensidades luminosas, condições estas que muitas vezes podem provocar uma fotoinibição nas espécies de sombra (Hoffmann & Franco 2003). Entretanto, à medida que as plântulas de *B. rubescens* cresceram (Tabela 8.3) os menores valores da TAL não foram mais registrados na condição de pleno sol, confirmando a aclimatação sofrida sob esta condição extrema de luminosidade e, neste caso, elas passariam a reagir como típicas de sol. A partir de então, níveis intermediários de luz passaram a ser críticos para garantir o sucesso no crescimento desta espécie.

A TCR registrada para *B. rubescens* foi bastante reduzida e os valores registrados nos tratamentos de sombreamento estiveram entre os menores valores registrados por Hoffmann & Franco (2003). Apesar de ser esperado um padrão de maior TCR com o aumento da irradiação (Canham 1988, Sipe & Bazzaz 1995), os níveis intermediários de luz foram os que permitiram melhor crescimento, provavelmente porque as plântulas que

crecem sob pleno sol tendem a sofrer mais com o estresse hídrico ou com as elevadas temperaturas do solo (Poorter 1999), apesar das plântulas de *B. rubescens* terem sido irrigadas duas vezes ao dia. Mesquita (2000) registrou um aumento três vezes maior no crescimento de plântulas de uma floresta primária da Amazônia após a abertura de uma clareira com remoção de 50% do dossel.

Considerando-se que a condição ótima de crescimento das plântulas de *B. rubescens* foi sob níveis intermediários de luz e que mesmo sob elevado sombreamento a espécie apresentou crescimento, isto pode reforçar o fato de que, após a abertura de uma clareira na floresta, estas plântulas poderiam aumentar a TCR aproveitando esta nova condição de luminosidade. Esta característica de manter um crescimento reduzido sob baixos níveis de luz e crescimento mais acentuado sob condições de maior luminosidade pode estar associada a uma periodicidade no crescimento. Estes fluxos de crescimento ocorrem geralmente devido à sazonalidade de recursos ou devido ao aparecimento de condições ótimas, caracterizando um crescimento episódico (Bazzaz 1991, Read *et al.* 1995, Fordyce *et al.* 2000).

Bazzaz & Pickett (1980), observaram que as plântulas que crescem no sub-bosque de uma floresta apresentam um metabolismo “lutador”, que estaria adaptado ao fornecimento contínuo de baixos níveis de recursos, ou um metabolismo “jogador” que aparecia em espécies dependentes de clareiras e com taxas metabólicas mais flexíveis capazes de responder aos pulsos de recursos. Neste caso, baseando-se na plasticidade observada nas plântulas de *B. rubescens*, é possível sugerir que esta espécie apresentaria um metabolismo do tipo “jogador”. Com relação a estes aspectos, não se pode perder de vista que as espécies respondem diferentemente às mudanças na disponibilidade de luz, sendo que algumas podem crescer melhor, outras não e algumas até podem apresentar um intervalo de tempo entre o aumento de luz e uma resposta de crescimento positivo (Popma & Bongers 1991, Mesquita 2000).

Analisando os resultados da taxa fotossintética máxima ($A_{m\acute{a}x}$) de *B. rubescens* nos diferentes tratamentos de luminosidade, observa-se que esta espécie apresentou níveis similares a outras espécies tropicais, principalmente com aquelas que preferem áreas mais sombreadas (Bazzaz 1991). Oberbauer & Strain (1984), estudando espécies da floresta tropical da Costa Rica, observaram que as plantas que preferiram sombreamento apresentaram taxa fotossintética média de $6,8\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$, as que preferiram clareiras abertas no dossel apresentaram taxa média de $11,3\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ e aquelas que ocorreram em

grandes clareiras, taxa de $27,7\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$. *B. rubescens* apresentou os maiores valores de $A_{\text{máx}}$ (8,28 e $8,32\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$) sob a condição intermediária de luz (30%), reforçando que esta seria uma condição ótima para o crescimento das plântulas. Neste caso, esta espécie poderia ser enquadrada em uma posição intermediária entre aquelas que preferem sombra e aquelas que preferem clareiras do dossel. Os valores de $A_{\text{máx}}$ observados por Strauss-Debenedetti & Bazzaz (1991) em *Brosimum alicastrum*, uma espécie sucessional secundária emergente, variaram de 4,1 a $5,9\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ em três diferentes níveis de luminosidade (8, 37 e 100% de irradiação).

As folhas das plântulas de *B. rubescens* que cresceram sob 90% apresentaram um nível de saturação por luz bastante inferior àquele observado nas plântulas que cresceram sob 0% de sombreamento (Figura 8.5). Este padrão está de acordo com o que foi observado por Oberbauer & Strain (1984), Bazzaz (1991) e Press *et al.* (1996), segundo os quais a saturação de luz para as plantas de clareiras ocorre em níveis de DFF maiores que $1000\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ e para as plantas de sub-bosque a saturação ocorre em níveis de DFF muito menores.

As folhas de *B. rubescens* expostas a maior irradiação (0% de sombreamento) apresentaram um aumento fotossintético mínimo quando comparadas com as plântulas que cresceram sob 90% de sombreamento (Figura 8.5). Este aspecto pode sugerir a ocorrência de fotoinibição em longo prazo. Em algumas plântulas, quando transferidas para ambientes com maiores intensidades de luz, podem ocorrer danos ao aparato fotossintético devido à inabilidade de lidar com níveis extras de *quanta*. Estes danos podem ser expressos como uma redução na capacidade fotossintética (fotoinibição) e na TCR, destruição de pigmentos fotossintéticos (foto-oxidação) e até a morte (Powles 1984, Claussen 1996).

Considerando-se que os melhores desempenhos registrados para as plântulas de *B. rubescens* foram sob níveis intermediários de sombreamentos, sugere-se que apresentar ponto de saturação por luz e $A_{\text{máx}}$ maiores (sob 30% de sombreamento) podem conferir vantagens competitivas a estas plântulas, visto que após a formação de uma clareira elas seriam obrigadas a enfrentar a competição com espécies sucessionais primárias, que naturalmente apresentam elevadas taxas fotossintéticas e elevado ponto de saturação por luz, como foi observado por Bazzaz (1991), Bazzaz & Pickett (1980), Parrish & Bazzaz (1982), Bazzaz & Carlson (1982), Strauss-Debenedetti & Berlyn (1994) e Ellsworth & Reich (1996).

8.5 CONCLUSÃO

Os maiores valores das variáveis avaliadas no presente estudo para as plântulas de *B. rubescens* foram registrados nas condições intermediárias de sombreamento (30, 50 e 70%) sendo que, em geral, o tratamento sob 50% foi o melhor. *B. rubescens* também apresentou certa plasticidade com relação às diferentes condições de luminosidade. Porém, os resultados registrados nas condições extremas de 0 e 90% de sombreamento podem indicar que uma situação de excesso de luminosidade poderia comprometer o crescimento (fotoinibição) e uma situação de excesso de sombreamento poderia retardar o crescimento até a formação de uma condição ambiental favorável (clareira).

O desenvolvimento inicial de *B. rubescens* em viveiro esteve de acordo com o padrão esperado para uma espécie heliófila cujas plântulas são persistentes. No passado, condições de maior luminosidade permitiram que esta espécie se tornasse dominante e atualmente, apesar do sombreamento na floresta, a plasticidade característica da espécie permite que a plântula persista com baixas taxas de crescimento até que ocorra a abertura de uma clareira. Neste caso, a melhor fase para a introdução de mudas desta espécie em um processo de recuperação de áreas degradadas seria na condição típica de clareiras de pequeno a médio porte. Além disso, no caso de manejo da floresta monodominante, a remoção total do dossel (grandes clareiras) seria prejudicial para o crescimento da espécie.

CAPÍTULO 9. VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CHUVA DE SEMENTES DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE *BROSIMUM RUBESCENS* TAUB. E UMA FLORESTA MISTA ADJACENTE

9.1 INTRODUÇÃO

A regeneração natural das populações é condição fundamental para a manutenção de uma comunidade florestal (Templeton & Levin 1979; Fenner 1985; Hofgaard 1993), processo que envolve, em maior ou menor grau fatores como produção, maturação e germinação de sementes, estabelecimento e sobrevivência de plântulas e a disponibilidade de um substrato adequado. A produção de sementes viáveis é fundamental para a regeneração (Fenner 1985) e a dispersão destas sementes é uma questão-chave na dinâmica da vegetação (Harper 1977). Swaine & Whitmore (1988) observaram que as características das sementes podem moldar os padrões da história de vida das árvores tropicais, determinando onde e como a germinação e o estabelecimento podem ocorrer.

A chuva de sementes e o banco de sementes no solo são considerados indicadores importantes da capacidade de regeneração de uma floresta (Hopkins & Graham 1983; Baider *et al.* 1999). O conhecimento da composição do banco de sementes é importante para compreender a dinâmica da vegetação, pois após o distúrbio de uma área natural a estrutura da vegetação será condicionada, num primeiro momento, pelas sementes das espécies presentes no solo (Campos & Souza 2003). Por outro lado, a regeneração de uma floresta madura que tenha sofrido algum tipo de distúrbio (ex: abertura de uma clareira após a morte e tombamento de uma árvore) dependerá basicamente da entrada de sementes na forma de chuva de sementes (Garwood 1989; Loiselle *et al.* 1996).

O conhecimento da variação da chuva de sementes ao longo do tempo contribui para a compreensão dos processos reprodutivos e da dinâmica de florestas naturais (Hofgaard 1993). Em florestas tropicais os padrões sazonais de frutificação definem a variação temporal no fluxo de propágulos (White 1994; Morellato 1995) e este fluxo é fundamental na determinação de uma população em um habitat (Harper 1977). Neste contexto, o estudo da chuva de sementes pode fornecer informações importantes sobre a abundância, distribuição espacial e riqueza de espécies (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002). Além disso, esta avaliação é importante, pois a dispersão espacial das sementes irá

definir o modelo para o futuro padrão de regeneração e recrutamento da população (Loiselle *et al.* 1996).

Quando mais de 50% do número de indivíduos ou da área basal de uma floresta pertencem a uma única espécie, esta é considerada uma “floresta monodominante” (Connell & Lowman 1989; Hart *et al.* 1989). Em geral, estas florestas apresentam acentuado contraste com outras florestas tropicais com maior diversidade de espécies e representam um dos mais intrigantes enigmas da ecologia dos trópicos (Schluter & Ricklefs 1993). Existem diversos exemplos de florestas tropicais monodominantes em solos bem drenados, em geral com florestas mistas adjacentes ocorrendo no mesmo tipo de solo (Hart *et al.* 1989; Martijena & Bullock 1994; Torti *et al.* 2001; Henkel 2003; Newbery *et al.* 2004), incluindo um exemplo na Amazônia brasileira (Nascimento *et al.* 1997), e várias proposições já foram elaboradas para tentar explicar os mecanismos envolvidos na criação e manutenção destas florestas (Connell & Lowman 1989; Torti *et al.* 2001).

A floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae) já foi estudada em relação à sua estrutura, composição florística, características edáficas e nutricionais (Felfili *et al.* 1998; Marimon 1998, Marimon & Felfili 2000; Marimon *et al.* 2001a, b), mas ainda não foram desvendados todos os elementos relacionados com esta monodominância. Alguns estudos recentes têm sugerido que períodos episódicos de frutificação maciça poderiam contribuir para a manutenção das florestas monodominantes (Green & Newbery 2002; Henkel 2003). A floresta de *B. rubescens* apresenta valor econômico, pois o cerne de sua principal espécie possui elevada durabilidade e é usado amplamente na região do Vale do Araguaia para a confecção de pilares, móveis, mourões, artesanato, etc., além de apresentar importância cultural para a comunidade indígena Xavante, que utiliza a madeira para a confecção de “bordunas” e os frutos para a alimentação e para atrair a caça (Marimon & Felfili 2001). Intensas atividades de extração da madeira de *B. rubescens*, nos últimos anos, vêm contribuindo para o desaparecimento e descaracterização desta peculiar floresta.

Este estudo partiu da premissa de que a floresta monodominante apresenta um padrão de chuva de sementes diferenciado da floresta mista adjacente, com episódios de frutificação maciça de *Brosimum rubescens*.

O objetivo do presente estudo foi investigar a variação temporal e espacial na chuva de sementes em duas porções de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* e uma porção de uma floresta mista adjacente. Foram investigados os efeitos dos tipos de floresta e das estações do ano no número de sementes, número de espécies e biomassa de

sementes que compuseram a chuva de sementes no decorrer de 12 meses. Além disso, foi investigado se determinados mecanismos de dispersão estariam envolvidos com a queda de sementes nos diferentes tipos de floresta e estações do ano. A partir do histórico da chuva de sementes nas referidas florestas foram obtidas informações que podem contribuir para explicar a manutenção da monodominância de *Brosimum rubescens*.

9.2 MATERIAL E MÉTODOS

9.2.1 Área de Estudo e Dados de Precipitação

O estudo foi desenvolvido entre os dias cinco de agosto de 2003 e 20 de julho de 2004 na floresta monodominante de *Brosimum rubescens* e na floresta mista adjacente, na Fazenda Vera Cruz [cujos antigos nomes mencionados em outros estudos foram: Fazenda Nova Viena (Felfili *et al.* 1998) e Fazenda Eldorado (Marimon 1998, Marimon *et al.* 2001a, Marimon & Felfili 2001)], retiro Pau Brasil, município de Nova Xavantina-MT, situadas a 14°50'47''S e 52°08'37''W. O clima da região é do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen, com uma estação seca e uma chuvosa bem definidas e precipitação média anual de 1500mm (Marimon *et al.* 2001a). No entorno da área estudada ocorre um mosaico de formações florestais, onde a floresta monodominante constitui uma extensa mancha, seguida da floresta mista, floresta de transição, floresta de galeria pantanosa, entre outros (Felfili *et al.* 1998, Marimon 1998).

Foram escolhidas duas porções de floresta monodominante, uma com elevada concentração de árvores adultas (DAP>25cm) de *B. rubescens*, caracterizada por apresentar mais de sete indivíduos por 100m² (Monodominante Rica – Mono-R) e outra porção caracterizada por apresentar menos de três indivíduos adultos por 100m² (Monodominante Pobre – Mono-P), ambas se enquadrando na definição de floresta monodominante proposta por Connell & Lowman (1989) e Hart *et al.* (1989). A floresta mista adjacente (distante cerca de 800m da floresta monodominante) caracterizou-se por apresentar maior riqueza de espécies (vide Capítulo 6) e apenas dois indivíduos adultos de *B. rubescens* ocorreram nas proximidades da área abrangida pelas armadilhas de coleta de sementes.

Os dados de precipitação (mm) foram coletados na Estação Meteorológica de Nova Xavantina (Ministério da Agricultura, 9º Distrito de Meteorologia) localizada no Campus

Universitário de Nova Xavantina distante cerca de 20 km (em linha reta) da área de estudo. Os meses de chuva foram aqueles que apresentaram, no mínimo, 150mm de precipitação. A precipitação mensal máxima registrada na época da seca (no período de estudo) foi de 63,8mm, no mês de outubro. No período estudado, as temperaturas média anual, mínima e máxima foram 24,7°C, 19,1°C e 32,7°C, respectivamente e a precipitação foi de 1642mm (Figura 9.1, precipitação).

9.2.2 Chuva de Sementes

Em cada porção de floresta foram distribuídas aleatoriamente, com uma distância mínima de 5m, onze armadilhas (0,5m x 0,5m x 0,5m), totalizando 33, construídas a partir de uma estrutura de madeira com uma rede de tela plástica (1mm) formando uma bolsa piramidal invertida (Figura 3.4, capítulo 3). Entre cinco de agosto de 2003 e 20 de julho de 2004, a cada 15 dias, o material depositado nas armadilhas foi coletado, acondicionado em sacos de papel e secado em estufa (70°C) até peso constante. Posteriormente, com o auxílio de uma lupa de mesa, todas as sementes aparentemente saudáveis (sem sinais de apodrecimento ou predação) e viáveis foram contadas, separadas, pesadas em balança analítica (Mettler AE100, Micronal) e identificadas. As sementes foram identificadas ao nível taxonômico mais baixo possível a partir da coleta de frutos e comparações com o material depositado no Herbário NX, Campus Universitário de Nova Xavantina e no Herbário UB, Universidade de Brasília. As sementes inseridas em frutos aparentemente maduros e saudáveis foram removidas, processadas e anexadas às demais sementes.

9.2.3 Análise dos Dados

As sementes foram separadas em duas categorias, aquelas dispersas pelo vento (V) e aquelas dispersas por outro mecanismo, que não o vento (NV), baseando-se na presença de estruturas de vôo na semente ou no diásporo. A abundância temporal das sementes foi expressa a partir do número de espécies, número de sementes e biomassa das sementes, calculadas por período de coleta por m². Cada período de coleta (a cada 15 dias) foi classificado como pertencente à época da chuva (novembro a abril) ou à época da seca (maio a outubro).

Foram registradas as informações temporais do número e da biomassa das sementes de *Brosimum rubescens* nas porções de floresta monodominante (Mono-P e Mono-R) e foi

também registrada a fenologia da queda das sementes de *Amaioua intermedia*, *Chaetocarpus echinocarpus*, *Protium pilosissimum* e *Tetragastris altissima*, espécies de fácil identificação e de destaque na estrutura fitossociológica da floresta monodominante e da floresta mista adjacente (vide Capítulos 4 e 6).

Os dados do número de sementes e da riqueza de espécies da chuva de sementes não apresentaram distribuição normal e nem variâncias homogêneas (Teste de Kolmogorov-Smirnov e Teste de Bartlett). Assim, foi utilizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis para comparar o número de sementes (NSV= número de sementes dispersas pelo vento e NSNV= número de sementes dispersas por outro mecanismo, que não o vento) e o número de espécies (NEV e NENV), no período das chuvas e da seca, nas três porções de floresta. O número e a biomassa das sementes de *Brosimum rubescens* (NSBR e BBR), que só ocorreu nas duas porções de floresta monodominante, foram comparados entre as porções de floresta (Mono-R e Mono-P) e para cada porção de floresta, entre as estações do ano (seca e chuva), através do teste de Mann-Whitney.

Os dados de biomassa das sementes foram log-transformados e atenderam aos pressupostos exigidos para efetuar uma análise de variância, confirmados pelo Teste de Kolmogorov-Smirnov e Teste de Bartlett (Zar 1999). Assim, para os dados de biomassa das sementes dispersas pelo vento (BV) e não-vento (BNV) foi utilizada uma análise de variância fatorial (Factorial Variance, Model III ANOVA) para examinar a importância das porções de floresta e das estações do ano na determinação da biomassa das sementes nos diferentes períodos de coleta. As variáveis dependentes foram BV e BNV e as variáveis independentes foram os tipos de floresta (Mono-R, Mono-P e Mista) e as estações do ano (Seca e Chuva). Todas as análises estatísticas foram feitas a partir do Programa SAS v. 8.1 (SAS 1999-2000).

9.3 RESULTADOS

Um total de 5.155 sementes foi encontrado nas armadilhas nas três porções de floresta durante os 12 meses de coleta. Deste total, 1.082 sementes caracterizaram-se como dispersas pelo vento (V), concentrando-se 74% na floresta Mista, 23% na Mono-P e 3% na Mono-R e 4.073 sementes como dispersas por outro mecanismo que não o vento (NV), sendo 53%, 29% e 18% na floresta Mista, Mono-P e Mono-R, respectivamente. Uma

média de 1.067 sementes/m² caíram nas armadilhas da floresta Mista, 518 sem./m² na floresta Mono-P e 288 sem./m² na Mono-R, no período de estudo de 12 meses.

As sementes coletadas nas três porções de floresta foram separadas em 59 morfo-espécies, sendo 27 dispersas pelo vento e 32 por não-vento. Nas armadilhas da floresta Mista foram coletadas 40 morfo-espécies, sendo V= 21 e NV= 19, na floresta Mono-R foram V= 9 e NV= 12 e na Mono-P, V= 11 e NV= 12. Comparando-se o número de espécies dispersas pelo vento (NEV) entre as três porções de floresta verificou-se uma diferença significativa (Kruskal-Wallis, $\chi^2 = 15,41$, P= 0,0005), sendo que a floresta Mista apresentou o maior número de espécies. Entretanto, considerando-se apenas o número de espécies dispersas por outro mecanismo que não o vento (NENV) verificou-se que não houve diferença estatisticamente significativa entre as três porções de floresta (P>0,05).

O número de sementes dispersas pelo vento no período estudado foi marcadamente sazonal na floresta Mista e na Mono-P, com um acentuado pico no final da estação seca e outro menor no início das chuvas (Figura 9.1, vento). Comparando-se o número de sementes dispersas pelo vento (NSV) entre as três florestas verificou-se uma diferença significativa (Teste de Kruskal-Wallis, $\chi^2 = 22,56$, P<0,0001), sendo que a floresta Mista apresentou o maior NSV e as outras duas foram similares entre si, principalmente no período das chuvas. Na floresta Mista e na Mono-P, a biomassa das sementes dispersas pelo vento apresentou um pico no final da seca e outro no início das chuvas (Figura 9.1, vento). Neste caso, as sementes dispersas pelo vento no final da seca caracterizaram-se por apresentar menor biomassa e número de indivíduos (ex: *Uncaria guianensis* e *Arrabidaea* spp.) e as sementes dispersas pelo vento no início das chuvas caracterizaram-se por uma maior biomassa e um menor número (ex: *Hippocratea volubilis* e *Heteropterys eglandulosa*) (Figura 9.1, vento). O padrão de variação sazonal das sementes dispersas pelo vento diferiu entre o número (NSV) e a biomassa (BV). O NSV apresentou maior paridade entre as estações seca e chuvosa (elevado número de sementes na seca e reduzido na chuvosa) e a BV apresentou uma variação mais homogênea no decorrer do ano. Estas diferenças foram caracterizadas, principalmente, pelo tamanho e biomassa das sementes que variaram sua dispersão no decorrer do período.

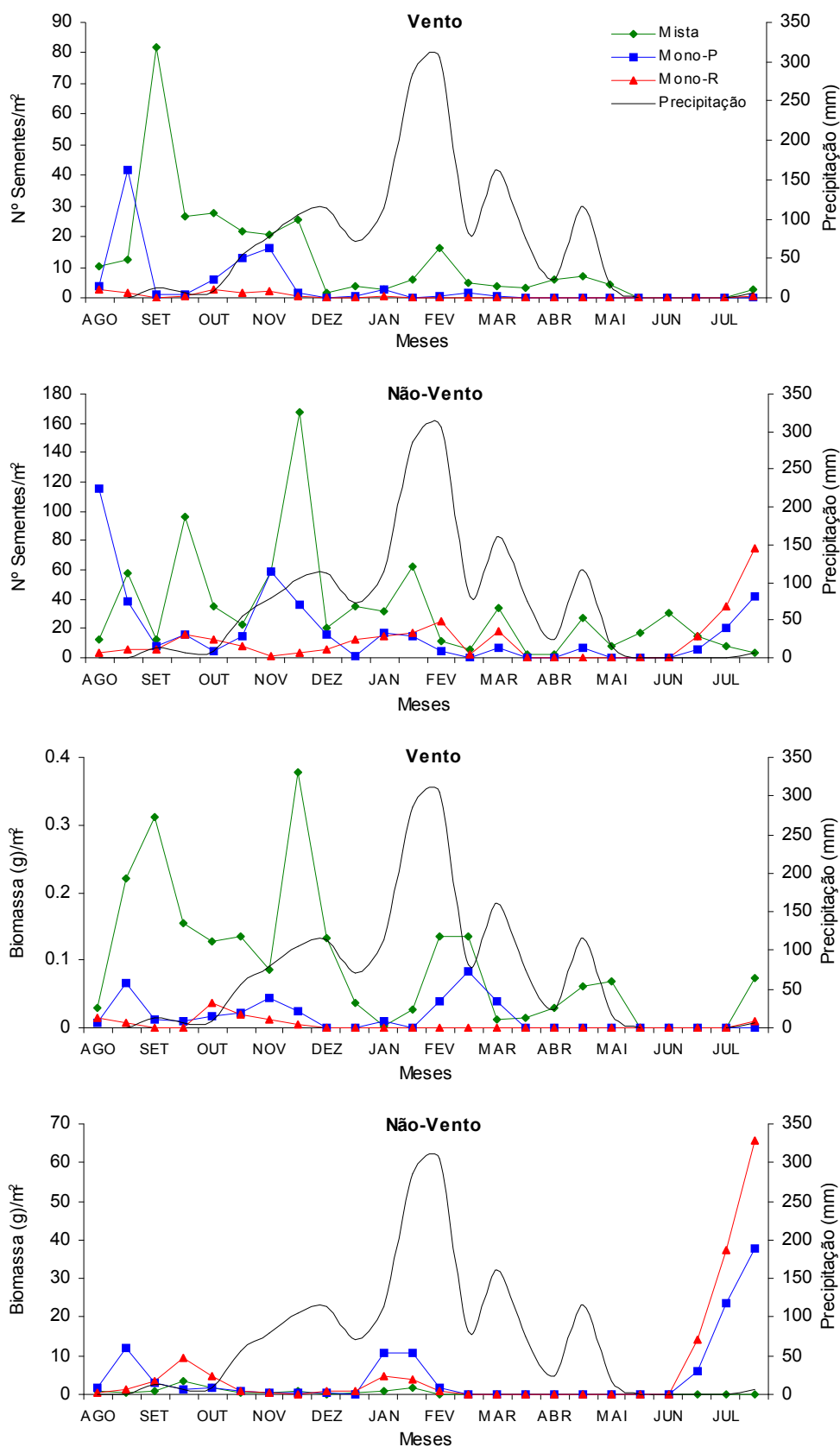


Figura 9.1 - Queda de sementes (n° sem./ m^2 e biomassa g/m^2) dispersas pelo vento e por outros meios (não-vento) e precipitação (mm), de agosto de 2003 a julho de 2004, na floresta monodominante de *B. rubescens* (Mono P = Monodominante Pobre e Mono R = Monodominante Rica) e na floresta mista adjacente (Mista), Nova Xavantina-MT.

Na floresta Mista o número de sementes dispersas por outros mecanismos que não o vento (NSNV) apresentou diversos picos no decorrer do período estudado, sendo o maior no início das chuvas e os demais geralmente coincidindo com picos na precipitação (Figura 9.1, não-vento). Este padrão de picos freqüentes no decorrer do ano pode estar associado à maior diversidade de espécies registrada na floresta Mista. Na floresta Mono-P foi observado um pico no auge da seca e outro no início das chuvas e na Mono-R só houve um pico acentuado no auge da seca, justamente quando na floresta Mista os valores foram mínimos (Figura 9.1, não-vento). Comparando-se o NSNV entre as três porções de floresta verificou-se uma diferença significativa (Kruskal-Wallis, $\chi^2 = 9,96$, $P = 0,0069$), sendo a floresta Mista e a Mono-P similares entre si, especialmente no período chuvoso.

De forma geral, o padrão de variação sazonal observado no NSNV se repetiu na biomassa das sementes dispersas por não-vento. O NSNV registrado na floresta Mista apresentou uma variação homogênea no período estudado, com alguns picos de dispersão. Entretanto, os valores de biomassa foram quase desprezíveis quando comparados com a floresta monodominante (Mono-P e Mono-R), caracterizando-se assim por apresentar sementes menores. Observou-se também que na BNV os maiores picos foram caracterizados pelas sementes das florestas Mono-P e Mono-R (Figura 9.1, não-vento). Neste caso, foram as sementes de *Brosimum rubescens* que predominaram e definiram os valores da biomassa em ambas as porções de floresta monodominante, visto que esta espécie não foi registrada nas armadilhas da floresta Mista (Figura 9.2). Considerando-se a biomassa total de sementes dispersas por outros mecanismos que não o vento, observou-se que a proporção entre as três florestas foi de 1:8:11 gramas entre a Mista, Mono-P e Mono-R, respectivamente.

Os resultados da análise de variância fatorial revelaram a importância do tipo de floresta e das estações do ano como influência no padrão da chuva de sementes (Tabela 9.1). Entretanto, a importância relativa destes dois fatores diferiu entre o tipo de dispersão de sementes (vento e não-vento). A biomassa das sementes dispersas pelo vento foi afetada pelo tipo de floresta, mas não foi afetada pelas estações do ano. Por outro lado, a biomassa das sementes de não-vento foi afetada pelos tipos de floresta, pelas estações do ano e pela interação de ambas. Provavelmente, neste caso, o fator determinante foi a biomassa das sementes de *Brosimum rubescens*, a espécie dominante das florestas Mono-P e Mono-R.

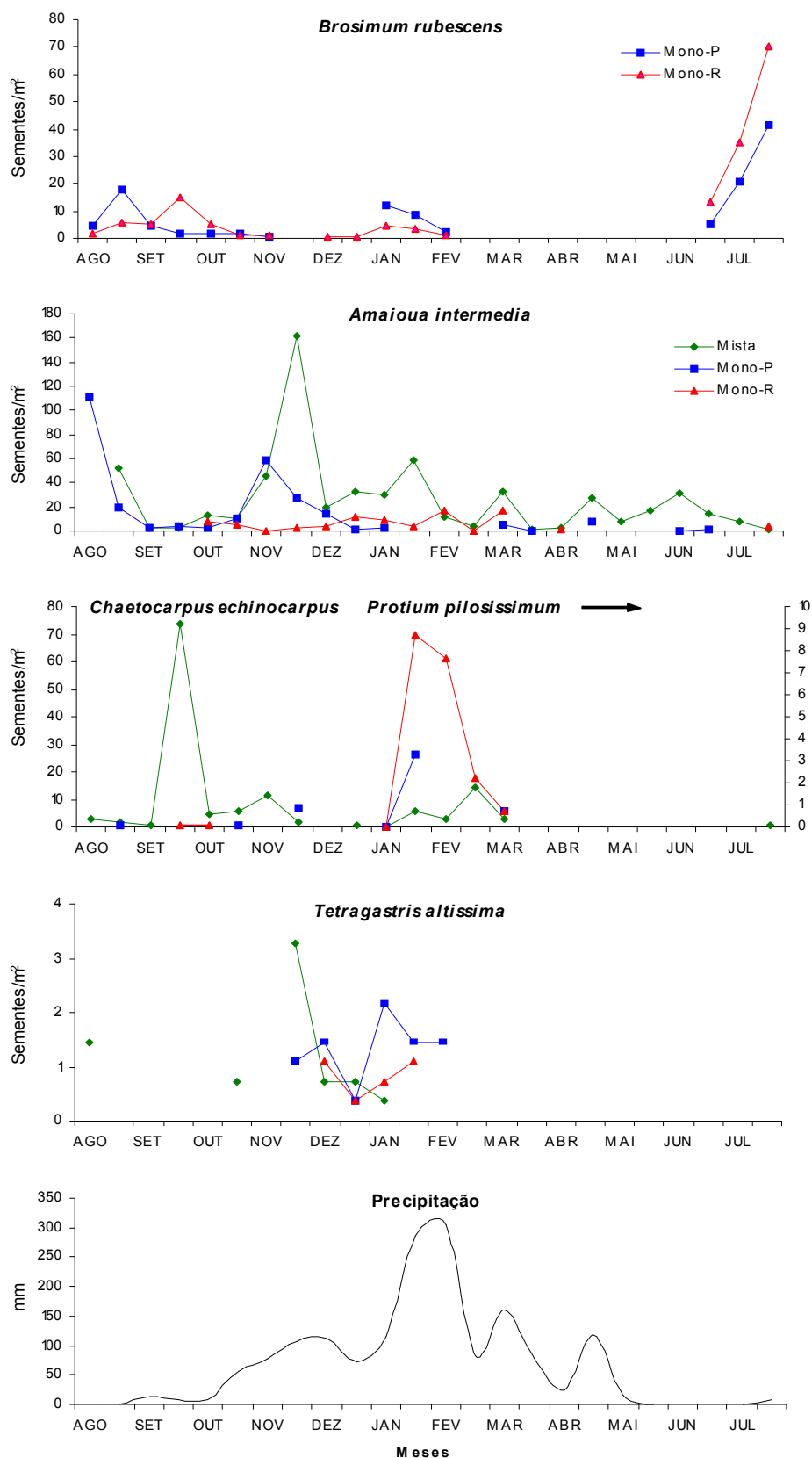


Figura 9.2 - Fenologia da queda de sementes das principais espécies da floresta monodominante de *B. rubescens* (Mono P = Monodominante Pobre e Mono R = Monodominante Rica) e da floresta mista adjacente (Mista) nos diferentes períodos de coleta em Nova Xavantina-MT.

Tabela 9.1 – Resultados da análise de variância fatorial (*Model III*) testando os efeitos do tipo de floresta (mista, monodominante pobre e monodominante rica) e das estações do ano (seca e chuva) na biomassa das sementes dispersas pelo vento e dispersas por outro mecanismo (não-vento), coletadas em 24 períodos no decorrer de um ano. Os dados foram log-transformados para a análise.

	g.l.	F	P
Vento			
Floresta	2	12,77	<0,0001
Estações	1	4,07	0,0512
Floresta*Estações	2	1,30	0,2861
Erro	36		
Não-Vento			
Floresta	2	5,49	0,0067
Estações	1	15,04	0,0003
Floresta*Estações	2	3,22	0,0475
Erro	55		

Comparando-se apenas o número e a biomassa das sementes de *Brosimum rubescens* (NSBR e BBR), entre as florestas Mono-P e Mono-R, verificou-se que os valores sempre foram significativamente similares (Teste de Mann-Whitney) entre as duas porções de floresta. Entretanto, ao analisarem-se as porções separadamente foi verificada uma diferença significativa entre as estações do ano, sendo que o número e a biomassa das sementes de *B. rubescens* sempre foram superiores no período da seca, tanto na Mono-P quanto na Mono-R (Teste de Mann-Whitney, $U > 110$, $P < 0,05$).

Observando-se a fenologia da queda de sementes de quatro espécies importantes nas três porções de floresta estudadas, foram identificados alguns padrões distintos (Figura 9.2). *Amaioua intermedia* apresentou sementes pequenas (biomassa seca, média= 3,5mg; 0,2 a 0,4cm de comprimento) que estiveram distribuídas em um padrão relativamente constante no decorrer do ano. Por outro lado, *Chaetocarpus echinocarpus* (5,1mg; 0,5 a 0,8cm), *Protium pilosissimum* (38mg; 0,8 a 1cm) e *Tetragastris altissima* (88mg; 1 a 1,5cm), apresentaram sementes maiores (1,5 a 25 vezes) do que a primeira espécie, maior concentração sazonal e menores períodos de dispersão das sementes. *Brosimum rubescens* (900mg; 1 a 2,5cm), cujas sementes estão entre as maiores dentre as espécies registradas nas florestas mista e monodominante, apresentou uma combinação entre o padrão identificado para a espécie de sementes pequenas (*A. intermedia*) e aquele observado para as demais espécies, com sementes maiores, com um pico acentuado em um período específico (auge da seca) e picos menores em outros períodos ao longo do ano (Figura 9.2).

9.4 DISCUSSÃO

A densidade de sementes coletadas no período de estudo (Mista= 2,96 sementes/m²/dia, Mono P= 1,44 e Mono R= 0,8) esteve dentro da amplitude encontrada em outras florestas tropicais, cujos valores podem ser bastante variáveis, refletindo diferenças metodológicas ou diferenças específicas de cada comunidade estudada (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002). Dentre outros, Walker & Neris (1993) registraram valores que variaram de 0,3, nas áreas abertas, até 8,8 sem./m²/dia, em áreas de floresta fechada em Porto Rico, dois anos após a passagem do furacão Hugo. Young *et al.* (1987) encontraram 5,8 sementes/m²/dia em uma floresta secundária da Costa Rica, Denslow & Gomez-Diaz (1990) registraram 1,6 sementes/m²/dia em uma floresta tropical, também na Costa Rica e Clark & Poulsen (2001) encontraram cerca de 0,6 sem./m²/dia em uma floresta tropical semi-decídua em Camarões.

A marcante sazonalidade, observada no presente estudo para as sementes dispersas pelo vento, esteve de acordo com outros estudos realizados em florestas tropicais onde as sementes dispersas pelo vento predominaram durante a estação seca e no início da estação chuvosa (Jackson 1981; Foster 1985; Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002; Carrière *et al.* 2002). Na seca, a maior deciduidade das espécies e a reduzida precipitação podem garantir uma dispersão mais eficiente das sementes anemocóricas (Morellato 1995).

A dispersão das sementes dispersas por outros mecanismos que não o vento (NSNV) não apresentou uma sazonalidade marcante, sendo que a floresta Mista foi a que mais se aproximou dos resultados registrados em outras florestas tropicais, apresentando um pico de dispersão das sementes no início da estação chuvosa e outros picos menores no decorrer desta estação. Jackson (1981), Foster (1985), Holl (1999) e Grombone-Guaratini & Rodrigues (2002) verificaram que a disseminação das sementes dispersas por outros mecanismos que não o vento (em geral, zoocoria) ocorria no início ou no decorrer da estação chuvosa.

Os resultados observados na floresta monodominante (Mono-P e Mono-R) foram distintos daqueles registrados na floresta Mista, pois o pico de dispersão das sementes dispersas por não-vento (NSNV e BNV) ocorreu no auge da estação seca. Neste caso, a maior parte do número e da biomassa das sementes pertenceu à espécie monodominante, *Brosimum rubescens* (na floresta Mono-P, das 113,3g de sementes/m²/ano coletadas, 109,6g pertenceram a *B. rubescens* e na porção Mono-R, de um total de 148,7g, 147g

representavam sementes de *B. rubescens*), sugerindo reduzida capacidade de dispersão e a possibilidade de manutenção da dominância.

A dispersão destas sementes no período seco pode conferir vantagens à espécie monodominante, diminuindo a competição inter-específica por agentes dispersores ou garantindo um recrutamento precoce. Jackson (1981), estudando uma floresta sub-tropical no Espírito Santo, verificou que algumas espécies dispersas por não-vento apresentavam frutificação no início da estação seca.

No presente estudo, *Amaioua intermedia*, com sementes pequenas, apresentou uma dispersão distribuída ao longo de todo o ano e as demais espécies, com sementes maiores, apresentaram uma dispersão mais concentrada. Smythe (1970) observou que a dispersão de sementes maiores (maior biomassa) estaria distribuída de forma mais concentrada do que a dispersão de sementes menores, sendo que este padrão indicaria uma fundamental diferença na pressão seletiva sobre espécies de sementes grandes e espécies de sementes pequenas. As espécies de sementes grandes seriam beneficiadas por uma frutificação mais sincronizada, proporcionando um maior acúmulo de sementes e as sementes pequenas, que em geral são dispersas por endozoocoria, seriam beneficiadas por uma dispersão mais distribuída ao longo do ano. Jackson (1981) encontrou resultados similares, registrou períodos de frutificação mais longos para as espécies de sementes pequenas e sugeriu que para as espécies de sementes grandes, cuja frutificação foi mais concentrada, a saciedade do predador de sementes seria um importante mecanismo na regulação do consumo de frutos.

É possível supor que a estrutura atual da floresta monodominante de *Brosimum rubescens* seja mantida por seu padrão de regeneração à nível temporal e espacial. Allmen *et al.* (2004) observaram que sob condições de elevada densidade de sementes, como as registradas para *Euterpe edulis*, escapar do predador seria mais uma questão de quando as sementes são dispersas do que onde são depositadas. Por outro lado, Schupp (1992) e Chapman & Chapman (1996) observaram que, no contexto populacional, o número de sementes sobreviventes pode aumentar com a densidade de árvores adultas em função da saciedade do predador, tal como foi observado por Hart (1995), que registrou menor predação de sementes de espécies dominantes em áreas de floresta monodominante do que em áreas de florestas mistas. Experimentos realizados por Boucher (1981) demonstraram que a saciedade de predadores de sementes poderia explicar a manutenção e não o estabelecimento da dominância de uma espécie.

Considerando-se que a produção de sementes de *B. rubescens* é maciça, que as sementes estão entre as maiores (maior biomassa) da comunidade e que a capacidade de dispersão é deficiente (ficam depositadas ao redor da planta-mãe), a capacidade das sementes sobreviverem nas proximidades dos indivíduos adultos pode estar associada a diversos aspectos da história de vida desta espécie e ser um mecanismo-chave para a manutenção de sua monodominância. Levey (1987) observou que animais frugívoros em geral evitam carregar sementes grandes muito longe das árvores que estão frutificando e, da mesma forma, Foster & Janson (1985) verificaram que sementes grandes aumentam o vigor das plântulas que crescem próximas à planta-mãe. Martinez-Ramos & Soto-Castro (1993) também observaram que um maior investimento parental (produção de sementes grandes) resultaria em uma maior probabilidade de sobrevivência da plântula sendo que, espécies que produzem sementes grandes teriam maiores chances de serem representadas abundantemente na fase de plântula e conseqüentemente em estágios posteriores de seu ciclo vital. Hart *et al.* (1989) e Hart (1990) observaram que espécies monodominantes tendem a apresentar sementes grandes, plântulas persistentes e reduzida capacidade de dispersão.

Alguns estudos discutiram o papel da limitação de recrutamento como sendo um mecanismo importante para manter a elevada diversidade de espécies em comunidades tropicais (Tilman 1994, 1999; Hubbell *et al.* 1999; Webb & Peart 2001; Wang & Smith 2002). Neste caso, entende-se como limitação de recrutamento a dispersão limitada de sementes em um espaço e a fecundidade limitada da planta-mãe, quando não são produzidas sementes em número suficiente (Webb & Peart 2001). De acordo com Hubbell *et al.* (1999), a limitação de recrutamento explicaria a coexistência de um grande número de espécies que apresentam necessidades similares de recursos, tal como ocorre nas florestas tropicais úmidas. Assim, devido a uma limitada dispersão de sementes e um limitado recrutamento, determinados competidores superiores poderiam não alcançar certos locais e permitiriam que competidores inferiores vencessem “por falta” (Tilman 1999).

Brosimum rubescens apresenta sementes grandes e grande produção de sementes (grande investimento parental), abundante banco de plântulas no sub-bosque (Marimon *et al.* 2001a) e a concentração da produção de sementes em um período desfavorável (seca) para a maioria das espécies. Neste caso, não apresentaria limitação de recrutamento e sim um eficiente e agressivo mecanismo de competição, o que garantiria a sua dominância na comunidade. Gouveia & Felfili (1998) observaram que as espécies mais abundantes em

uma floresta de galeria em Brasília-DF amadureceram os frutos na estação seca e esta estratégia garantiria a dominância destas espécies, pois as sementes apresentariam melhores chances de germinação e estabelecimento com o início das chuvas.

Se o padrão atual de regeneração de *B. rubescens* sofrer alguma mudança no decorrer dos anos a estrutura da população também deverá sofrer mudanças, assim como a comunidade, pois a dominância de poucas espécies na chuva de sementes pode afetar, em longo prazo, a dinâmica de uma floresta (Cubiña & Aide 2001). Entretanto, uma ampla escala temporal pode ser necessária para a alteração de estruturas de comunidades e populações, pois como foi observado por Runkle (1989), as conseqüências reprodutivas de anos com boa regeneração podem garantir a sobrevivência da população durante os maus anos. Consequentemente, o sucesso de uma boa regeneração periódica poderia ser suficiente para manter a estrutura de uma floresta durante muitas gerações.

9.5 CONCLUSÃO

O presente estudo forneceu informações sobre a perspectiva de regeneração das florestas avaliadas, indicando que a chuva de sementes foi afetada pelo tipo de floresta, pelas estações do ano e pela combinação de ambas. A chuva de sementes da floresta monodominante diferiu do padrão observado na floresta mista adjacente. Na floresta monodominante a predominância de sementes de *Brosimum rubescens* (frutificação maciça com reduzida capacidade de dispersão) pode representar um importante papel na estrutura e dinâmica desta comunidade e na manutenção da dominância desta espécie.

As características das sementes de *B. rubescens* e a elevada capacidade de auto-regeneração associada à ausência de limitação de recrutamento podem ser fatores decisivos na manutenção da monodominância desta espécie. As características que diferenciam as três porções de floresta estudadas estão relacionadas aos eventos de dispersão predominantes em cada tipo de floresta. Tais eventos foram delineados a partir de uma variação espacial na disponibilidade de sementes (ex: floresta monodominante apresentou maior biomassa de sementes dispersas por não-vento) e a partir de uma variação nos padrões fenológicos (ex: floresta Mista apresentou um forte padrão sazonal das espécies dispersas pelo vento). Assim, a interação entre ambos afetaria os padrões envolvidos nas atividades dos animais dispersores e na disseminação das sementes e determinaria, em longo prazo, a estrutura e a dinâmica destas comunidades florestais.

CAPÍTULO 10. ASSOCIAÇÃO COM MICORRIZAS EM QUATRO ESPÉCIES DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE *BROSIMUM RUBESCENS* TAUB. E UMA FLORESTA MISTA ADJACENTE

10.1 INTRODUÇÃO

A capacidade de aquisição de elementos minerais do solo pelas raízes pode ser modificada por associações de fungos com o sistema radicular, formando as micorrizas. Em geral, estes fungos apresentam um papel de destaque na nutrição mineral de muitas plantas de importância econômica (Mosse 1973). De acordo com Wilcox (1991), 83% das dicotiledôneas, 79% das monocotiledôneas e todas as gimnospermas regularmente formam algum tipo de associação micorrítica.

Segundo Taiz & Zeiger (1998), existem duas classes principais de fungos micorríticos: as ectomicorrizas (ECM) e as endomicorrizas ou micorrizas vesicular-arbuscular (VAM). O primeiro tipo apresenta um espesso manto de micélio de fungo ao redor das raízes, sendo que alguns micélios podem até se expandir entre as células corticais. Neste caso, as células corticais não são penetradas pelo fungo. Ao invés disto, são envoltas por uma rede de hifas chamada “Rede de Hartig”, que às vezes pode formar uma massa total de mesmo volume que a própria raiz. De acordo com Clarkson (1985), o micélio do fungo também se projeta no solo aumentando a capacidade de absorção de nutrientes do sistema radicular, pois as hifas são muito mais finas e podem alcançar áreas muito além daquelas ao redor das raízes.

Por outro lado, as micorrizas vesicular-arbuscular não produzem um manto de micélio e sim hifas que crescem em um arranjo menos denso dentro e fora das raízes. As hifas entram nas raízes através dos pêlos radiculares ou através da epiderme e crescem entre as células ou penetram em células do córtex, onde formam corpúsculos esféricos chamados vesículas e estruturas ramificadas, os arbúsculos, que parecem ser os sítios de transferência de nutrientes entre o fungo e a planta.

O efeito de promover o crescimento nas plantas pela ação de micorrizas, em geral, é atribuído ao aumento na absorção de nutrientes, embora também haja evidências de que as relações micorríticas podem afetar a absorção de água e a resistência a patógenos (Parke *et al.* 1983). Muitos fungos que formam micorrizas apresentam reduzida especificidade com a planta hospedeira, podendo infectar muitas espécies, o que sugere a formação de uma

complexa rede de ligações entre as plantas (Newman 1988). O referido autor observou também que existem fortes evidências de que o ^{14}C pode ser transportado de uma planta para outra através de ligações micorríticas, tanto em ECM quanto em VAM. Torti *et al.* (1997) afirmaram que, sem dúvida alguma, as micorrizas são importantes nos trópicos, mediando o sucesso dos indivíduos hospedeiros e influenciando na dinâmica e diversidade das florestas. Perry *et al.* (1989), observaram que as associações micorríticas podem afetar as interações competitivas das plantas hospedeiras e Janos (1983), sugeriu que as raízes que formam micorrizas podem apresentar vantagens para a planta.

Segundo Abbott & Robson (1991), a atividade das VAM representa um importante fator de regulação da ciclagem de nutrientes em ecossistemas não-perturbados. Newman (1988) observou que a associação com VAM aumenta a transferência de N e P entre plantas vivas, mas ainda não foi demonstrado claramente que esta transferência líquida realmente ocorre e nem se ela seria efetivada através de uma rede de ligações de hifas. As ECM seriam hábeis na absorção de nitrogênio orgânico, decomposição da liteira e na proteção das raízes contra o ataque de herbívoros e patógenos (Marx 1972, Trojanowski *et al.* 1984, Torti *et al.* 1997).

Na tentativa de propor alguns mecanismos que poderiam ser responsáveis pela formação e manutenção de florestas monodominantes, Connell & Lowman (1989) sugeriram a hipótese da associação micorrítica em espécies monodominantes. Os autores basearam sua hipótese em estudos de Janos (1983), segundo o qual, em solos pobres e sujeitos a climas estacionais, as associações de ECM, supostamente comuns em florestas monodominantes, poderiam ser mais eficientes do que as VAM na absorção de nutrientes do solo, conferir vantagens competitivas a essas espécies e permitir que alcancem a dominância no dossel da floresta. Torti & Coley (1999) observaram que a habilidade das ECM em suprimir outros microorganismos decompositores, decompor a matéria orgânica e transferir os nutrientes para as árvores hospedeiras garantiria a essas plantas uma elevada vantagem competitiva sobre outras árvores associadas a VAM.

Alguns estudos têm reforçado a hipótese da associação de espécies monodominantes com ECM (Davies 1987, Connell & Lowman 1989). Em um estudo detalhado em Camarões, Newbery *et al.* (1988) observaram que as espécies ECM apresentavam área basal muito maior do que as espécies VAM. Por outro lado, Torti *et al.* (1997) observaram que duas espécies monodominantes em Trinidad associam-se a VAM, Martijena & Bullock (1994) identificaram espécies monodominantes associadas a VAM no

México e Nascimento (1994), também observou VAM em *Peltogyne gracilipes*, a espécie monodominante da Amazônia.

Torti & Coley (1999) observaram que é necessário considerar duas questões importantes quando se investiga a hipótese ECM em florestas monodominantes. A primeira é investigar se a associação com ECM é necessária para a dominância de uma espécie e a segunda (partindo do princípio que a associação micorrítica é necessária) é investigar se a associação com ECM é suficiente para explicar esta dominância. Assim, se as ECM são necessárias e suficientes, somente a espécie monodominante formaria ECM e as demais espécies da comunidade formariam VAM ou seriam não-micotróficas (sem associações micorríticas). Entretanto, se as ECM são necessárias, porém não suficientes, então todas as espécies dominantes apresentariam ECM, mas nem todas as espécies com ECM se tornariam dominantes. No caso das ECM não serem necessárias e nem suficientes não haveria relação entre dominância de uma espécie de árvore e o tipo de associação micorrítica.

Para tentar investigar alguns aspectos preliminares das questões acima mencionadas e procurar identificar se a espécie monodominante se enquadra na característica de espécie cuja associação com ECM é necessária e suficiente, o objetivo do presente trabalho foi verificar se *Brosimum rubescens* e outras três espécies importantes (*Amaioua intermedia*, *Protium pilosissimum* e *Cheiloclinium cognatum*) na floresta monodominante e na floresta mista adjacente apresentam associações com ectomicorrizas e desta forma determinar se a monodominância de *B. rubescens* poderia estar relacionada à hipótese de associação com ectomicorrizas proposta por Connell & Lowman (1989).

10.2 MATERIAL E MÉTODOS

As coletas de amostras de raízes foram efetuadas no mês de julho de 2002 nas parcelas permanentes demarcadas em uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* (Marimon *et al.* 2001a) e nas parcelas demarcadas em uma floresta mista adjacente, onde a ocorrência de *B. rubescens* é muito menor (vide Capítulo 6).

Na floresta monodominante, foram selecionados aleatoriamente quatro indivíduos adultos (DAP \geq 10cm) e 10 plântulas (altura \leq 30cm) de *B. rubescens*, três adultos e quatro plântulas de *Amaioua intermedia*, seis plântulas de *Protium pilosissimum* e seis plântulas de *Cheiloclinium cognatum*. Na floresta mista adjacente, foram selecionadas seis plântulas

de cada uma das quatro espécies mencionadas. A seleção do reduzido número de espécies e indivíduos adultos deveu-se principalmente à dificuldade de acesso e possibilidade de coleta de raízes finas, que em geral encontram-se muito profundas.

Nos indivíduos adultos foram coletadas amostras de raízes finas (<2mm de diâmetro) posicionadas na extremidade de uma raiz superficial, cavando-se desde a base do caule até a ponta da raiz. Em alguns casos foi necessário efetuar a abertura de sulcos com até 20cm de profundidade e 3m de extensão, acompanhando a raiz. No caso das plântulas, efetuou-se a coleta de todo sistema radicular, retirando-se cuidadosamente a terra ao redor e mantendo-se as raízes intactas.

As raízes coletadas foram então lavadas em água corrente sobre um fundo telado, etiquetadas, depositadas em sacos plásticos bem vedados e congeladas até a data de análise em laboratório (cerca de 2 meses), seguindo o método proposto por Correia (2002).

As raízes foram examinadas sob um estéreo-microscópio para verificar a presença de estruturas que pudessem indicar a ocorrência de ECM (pontas curtas e espessas cobertas por micélio), seguindo as recomendações propostas por Wilcox (1982). Em seguida, para cada indivíduo amostrado foi selecionada uma amostra de aproximadamente 5g de raiz. As amostras de raízes foram descoloridas e posteriormente coradas pelo método proposto por Koske & Gemma (1989). Mediante a observação microscópica de cortes transversais e de segmentos radiculares foi checada a presença ou ausência de colonização por ECM e VAM.

10.3 RESULTADOS

O exame microscópico das 43 amostras de raízes coletadas mostrou que as quatro espécies analisadas apresentaram somente associação com VAM. A identificação das micorrizas baseou-se principalmente na observação de hifas, esporos, arbúsculos e vesículas (Figuras 10.1 e 10.2). Todas as espécies analisadas apresentaram infecção por VAM nas amostras de raízes da floresta monodominante e da floresta mista adjacente.

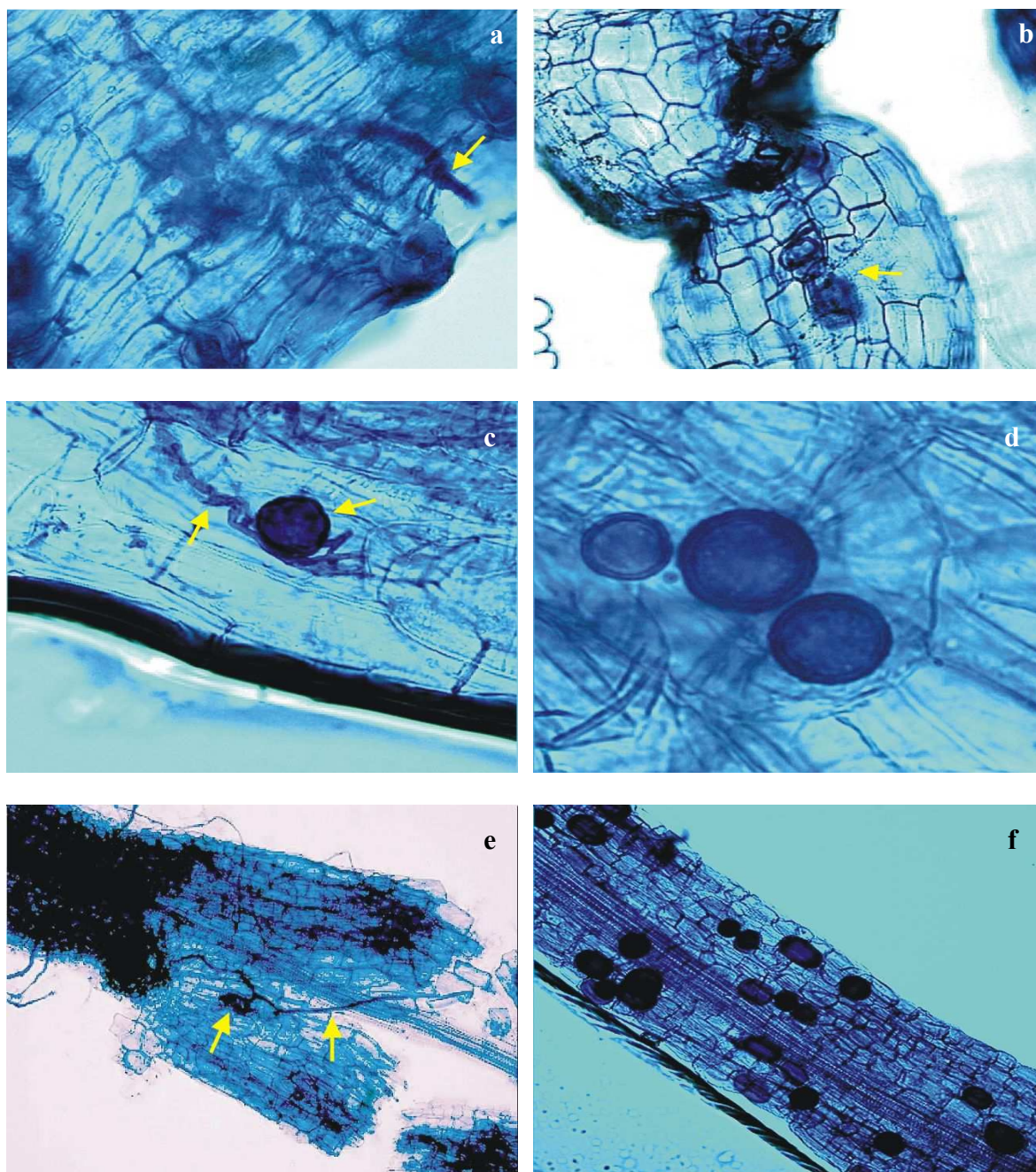


Figura 10.1 – Micrografias da morfologia da associação com micorrizas em espécies da floresta monodominante de *Brosimum rubescens*; **a**: *B. rubescens* (adulto, \varnothing hifa= 0,005mm, objetiva 40x); **b**: *Amaioua intermedia* (plântula, \varnothing hifa= 0,005mm, objetiva 20x); **c**: *Cheilocladium cognatum* (plântula, \varnothing hifa= 0,0025mm, \varnothing esporo= 0,025mm, objetiva 40x), **d**: *B. rubescens* (plântula, \varnothing dos esporos= 0,011 a 0,018mm, objetiva 100x); **e**: *Protium pilosissimum* (plântula, \varnothing hifa= 0,005mm, \varnothing arbúsculo= 0,04mm, objetiva 20x); **f**: *B. rubescens* (plântula, \varnothing das vesículas= 0,01 a 0,075mm, objetiva 20x).

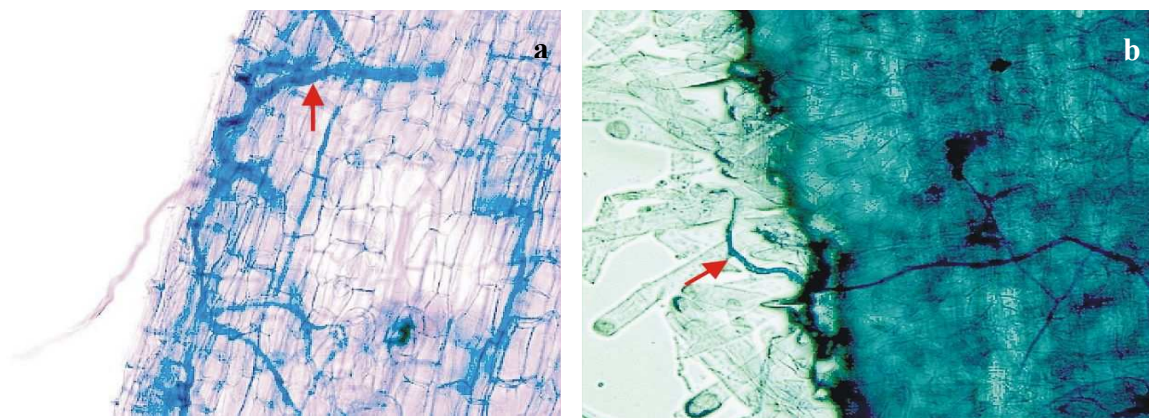


Figura 10.2 - Micrografias da morfologia da associação com micorrizas em espécies da floresta mista adjacente à floresta monodominante de *Brosimum rubescens*; **a**: *Protium pilosissimum* (plântula, \varnothing hifa= 0,0025mm, objetiva 20x); **b**: *B. rubescens* (plântula, \varnothing hifa= 0,05mm, objetiva 20x).

10.4 DISCUSSÃO

Os resultados observados para *B. rubescens* no presente estudo estão de acordo com aquele observado por Béreau *et al.* (1997), que também registraram a ocorrência de VAM nesta espécie e com St. John (1980a e b) que observou uma acentuada infecção por VAM em três diferentes espécies do gênero *Brosimum*. Da mesma forma que foi observada associação com VAM em *Protium pilosissimum*, no presente estudo, St. John (1980a e b) também observou elevada infecção por VAM em três espécies de *Protium*, confirmando o fato de que a habilidade de se associar com VAM seria a mesma entre espécies do mesmo gênero (St. John 1980b).

Não há registros na literatura a respeito da ocorrência de micorrizas em *Amaioua intermedia* e *Cheiloclinium cognatum*. No caso da primeira espécie, que pertence à família Rubiaceae, Newman & Reddell (1987) observaram que 94% das espécies desta família apresentavam associação com VAM. Para *C. cognatum*, que pertence à família Hippocrateaceae, o único registro encontrado foi o de St. John (1980b) em duas espécies de *Salacia* que não apresentaram associação com micorrizas nas raízes analisadas.

Foram registradas informações bibliográficas a respeito da ocorrência de VAM em outras espécies importantes da floresta monodominante e da floresta mista estudadas, como *Hymenaea courbaril*, *Minquartia guianensis*, *Sacoglottis guianensis* e *Jacaranda copaia* e em alguns gêneros, como *Siparuna* e *Tetragastris* (St. John 1980a e b, Béreau *et al.* 1997).

Baseando-se nos resultados observados no presente estudo e nas informações disponíveis na bibliografia especializada, é possível sugerir que na floresta monodominante de *B. rubescens* e na floresta mista adjacente a associação com VAM é mais comum do que com ECM. Harley & Smith (1983) observaram que aproximadamente 80% das plantas terrestres com flores formam associações simbióticas com VAM. As espécies tropicais monodominantes *Cynometra alexandri* (Torti & Coley 1999), *Mora excelsa* e *Prioria copaifera* (Torti *et al.* 1997), *Celaenodendron mexicanum* (Martijena & Bullock 1994) e *Peltogyne gracilipes* (Nascimento 1994) também apresentaram exclusivamente associação com VAM. Béreau *et al.* (1997) não encontrou ECM entre as espécies de árvores mais abundantes em uma Campinarana na Guiana Francesa.

As espécies monodominantes da África, *Gilbertiodendron dewevrei* e *Julbernardia seretii*, apresentaram associação com ECM e VAM (Torti & Coley 1999). Entretanto, o fato de *Brosimum rubescens* e outras espécies monodominantes citadas na literatura apresentarem apenas associação com VAM pode indicar que a associação com ECM não seria indispensável para explicar a dominância destas espécies. No caso de *B. rubescens*, a associação com ECM não é necessária e nem suficiente para explicar sua monodominância. Assim, no presente estudo, não se confirmou a “hipótese ECM” postulada por Connell & Lowman (1989), segundo a qual as espécies monodominantes estariam associadas a ECM e apresentariam vantagens no estabelecimento, na sobrevivência e na competição com outras espécies.

De acordo com Newman & Reddell (1987) um grande número de espécies de plantas pode formar associação com VAM e segundo Newman (1988) muitos fungos que formam micorrizas apresentam reduzida especificidade de hospedeiro, podendo infectar diversas espécies de plantas e formar extensas redes de ligações através de hifas dispersas pelo solo. O autor sugere, ainda, que estas ligações poderiam alterar as relações entre as plantas através de mudanças na competição e ciclagem de nutrientes e que tais mudanças poderiam promover a coexistência e diversidade de espécies. Hodge *et al.* (2000) também demonstraram que a colonização por VAM aumentaria a proliferação de raízes, tornando-as mais competitivas e Vogt *et al.* (1991) observaram que as “pontes” de hifas entre as árvores alterariam significativamente a competição e sobrevivência das plantas interligadas. Assim, os resultados observados na floresta monodominante de *B. rubescens*, que é dominada por associações com VAM, não confirmaram o que foi postulado por Newman (1988) e Vogt *et al.* (1991), segundo os quais a diversidade de espécies seria maior em comunidades dominadas por associações com VAM.

10.5 CONCLUSÃO

A monodominância de *B. rubescens* parece não estar relacionada à associação com micorrizas visto que, além desta espécie, as espécies co-dominantes da floresta monodominante e da floresta mista adjacente também apresentaram associação com VAM.

Parece não haver dúvida sobre a importância das micorrizas em florestas tropicais. Entretanto, no presente estudo foi observado que as ECM não são críticas para determinar a monodominância de *B. rubescens*, considerando que esta espécie não apresentou esse tipo de associação. Estudos posteriores são imprescindíveis para investigar o papel que as VAM desempenham na estrutura e na dinâmica desta população e comunidade. Investigar o significado ecológico da associação de VAM no solo da floresta monodominante e da floresta mista é indispensável para compreender a diversidade de funções apresentadas por estas associações micorríticas.

CAPÍTULO 11. HERBIVORIA EM PLÂNTULAS DE TRÊS ESPÉCIES DE UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE *BROSIMUM RUBESCENS* TAUB. E UMA FLORESTA MISTA ADJACENTE.

11.1 INTRODUÇÃO

De acordo com Marquis (1984), Coley *et al.* (1985) e Coley & Barone (1996), a herbivoria representa uma força seletiva potencialmente forte na evolução das defesas das plantas, podendo apresentar numerosos efeitos negativos na performance das plantas através da redução do crescimento e da reprodução. Gange & Brown (1989), observaram que a herbivoria teria efeitos similares à competição, modificando as distribuições de tamanho e determinando uma assimetria nas populações de plantas. Nascimento & Hay (1994) observaram que o crescimento em altura de plântulas de *Metrodorea pubescens* foi afetado por elevados níveis de desfolhação.

Em geral, as taxas de herbivoria podem ser afetadas por diversos fatores como a estrutura e a idade das folhas, o tamanho e a posição da planta, o tipo de vegetação e as variações climáticas (Coley 1983a, b, Coley & Barone 1996, Angulo-Sandoval & Aide 2000). Além disso, a taxa de herbivoria é influenciada pela composição, densidade e diversidade de espécies (Brown & Ewel 1987). Coley & Barone (1996) discutiram o fato de que as taxas de herbivoria são maiores nas florestas tropicais do que nas temperadas e que a maior parte dos danos é registrada nas folhas jovens. Os autores observaram também que as folhas de florestas tropicais secas sofrem maior herbivoria do que as de florestas úmidas e os danos são maiores no sub-bosque do que no dossel das florestas. Assim, para se defender, as folhas apresentariam reduzida concentração de nutrientes, maior rigidez e uma variedade de compostos secundários, além de outros mecanismos.

O clássico modelo proposto por Janzen (1970) e Connell (1971) demonstrou que o elevado número de espécies, a reduzida densidade de indivíduos adultos de cada espécie e a grande distância entre os adultos da mesma espécie são comuns na maioria das florestas tropicais e que estas características seriam o resultado da ação de predadores de sementes e de plântulas que reduziriam a densidade dos indivíduos e/ou aumentariam a distância entre eles.

Estudando sistemas agrícolas, Root (1973) observou que as monoculturas tendem a sofrer maiores danos causados por inimigos naturais especializados e Brown & Ewel

(1987) propuseram que uma espécie estaria sujeita a uma menor herbivoria quando fizesse parte de uma comunidade floristicamente complexa. Nascimento & Proctor (1994) efetuaram o primeiro registro de uma desfolhação maciça em uma floresta tropical monodominante, onde os indivíduos adultos da espécie dominante (*Peltogyne gracilipes*) sofreram danos severos causados por larvas de uma mariposa. Entretanto, Nascimento & Proctor (2001) verificaram que as plântulas de *P. gracilipes* não apresentaram nenhuma evidência de herbivoria dependente da densidade, como proposto por Janzen (1970) e Connell (1971).

Embora muitas hipóteses têm sido formuladas para explicar a ocorrência de florestas tropicais monodominantes (Connell & Lowman 1989, Hart 1995, Torti *et al.* 2001), os mecanismos pelos quais estas espécies adquirem e mantêm a dominância ainda não foram totalmente desvendados. Uma das possibilidades é que a espécie monodominante seria menos suscetível ao ataque de inimigos naturais (Connell & Lowman 1989, Gross *et al.* 2000) e este fato permitiria que ela se tornasse localmente abundante (Janzen 1970, Connell 1971). Gross *et al.* (2000) testaram esta hipótese na floresta monodominante de *Gilbertiodendron dewevrei* na África e observaram que a espécie monodominante, ao contrário do que era esperado, apresentou maiores níveis de herbivoria quando comparada com outras espécies e com uma floresta mista adjacente. Por outro lado, Nascimento & Proctor (2001), estudando a floresta de *P. gracilipes* na Amazônia, observaram que a espécie pode ser monodominante devido, em parte, ao escape da herbivoria nos estágios iniciais de vida.

No presente estudo foi examinada a hipótese de que a espécie monodominante, *Brosimum rubescens*, sofre menores danos foliares causados por herbívoros e/ou patógenos no estágio de plântula do que outras duas espécies (*Protium pilosissimum* e *Tetragastris altissima*) comuns na comunidade. Presumiu-se também que a maturidade das folhas (jovens e adultas) e o tipo de floresta (monodominante, clareira e mista) afetam os padrões de herbivoria das espécies.

11.2 MATERIAL E MÉTODOS

Foram avaliadas as taxas de herbivoria em plântulas (até 30cm de altura) de *Brosimum rubescens*, *Protium pilosissimum* e *Tetragastris altissima* no sub-bosque da floresta monodominante, em uma clareira localizada nesta floresta (cerca de 400m²,

resultante do corte de árvores há aproximadamente 5 anos) e no sub-bosque da floresta mista adjacente. Detalhes sobre as características e localização das florestas mencionadas estão disponíveis nos capítulos 3, 4, 6 e 8. No caso das espécies avaliadas, foram observadas sementes germinando e plântulas/jovens crescendo no sub-bosque da floresta (sob o dossel) e, baseando-se nestas características, elas foram classificadas como não-pioneiras, de acordo com o que foi proposto por Swaine & Whitmore (1988). *B. rubescens* e *T. altissima*, na idade adulta, ocupam o dossel superior da floresta e *P. pilosissimum* é típica do sub-bosque, tendo sido selecionadas para o presente estudo devido a sua abundância e facilidade de identificação no campo.

As medições dos danos foliares, causados por insetos herbívoros e por patógenos foram efetuadas em 30 plântulas de cada espécie, selecionadas aleatoriamente em cada porção de floresta, perfazendo um total de 270 plântulas e 810 folhas monitoradas em um período de oito meses. Em cada indivíduo, foram efetuadas medições em uma folha jovem e em duas folhas adultas. Por serem pouco freqüentes, foi utilizada apenas uma folha jovem por plântula. As folhas foram consideradas jovens quando apresentavam coloração verde-clara, não estavam totalmente expandidas, estavam posicionadas próximo ao meristema apical e apresentavam textura macia e flexível. As folhas adultas encontravam-se totalmente expandidas, com coloração verde-escura, distanciadas do meristema apical e com textura rígida. Cada folha foi demarcada com um fio de cobre encapado com plástico colorido.

As taxas de herbivoria nas folhas jovens e adultas, demarcadas nas três espécies em três diferentes porções de floresta, foram determinadas a partir da medição da área total de cada folha e da área danificada no tempo zero (06/08/03), 15 dias e 45 dias após. Decorridos seis e oito meses da primeira medição, os danos nas mesmas folhas foram avaliados e novas folhas jovens foram demarcadas (as folhas jovens da primeira medição encontravam-se maduras). Nesta ocasião, foram demarcadas mais 270 folhas, perfazendo um total de 1080 folhas medidas e monitoradas no decorrer do estudo.

Os tipos de danos foliares, considerados em cada medição, foram perfurações, orifícios, galhas, fragmentos mordidos por insetos e áreas necróticas (que podem ter sido causadas por infecções bacterianas ou micóticas ou devido à morte do tecido resultante da ação direta de insetos). No decorrer do estudo, nenhum sinal ou observação de herbivoria causada por mamíferos foi registrado.

As áreas (total e danificada) das folhas foram determinadas posicionando-se uma lâmina plástica transparente sobre a folha, desenhando-se o perímetro da mesma (caneta

com tinta permanente, ponta fina, 1mm) e delimitando-se as porções danificadas. Para determinar a área total da folha, foi posicionado sob a lâmina plástica um gradil de quadrículas (1mm²) e estas foram contadas. O gradil também foi posicionado sob as porções danificadas nas folhas e as respectivas quadrículas foram contadas.

Para o primeiro período de medições, a herbivoria foi expressa como percentual de área danificada. Para avaliar a variação temporal (após oito meses), a taxa de herbivoria foi expressa como o percentual de área danificada por dia, a qual, segundo Coley (1980), corrige para uma área absoluta as mudanças que ocorrem em uma folha jovem em expansão.

Os dados foram avaliados quanto à normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov) e homocedasticidade (teste de Bartlett). As áreas foliares danificadas nas plântulas foram comparadas entre as espécies (*B. rubescens*, *P. pilosissimum* e *T. altissima*) em cada porção de floresta (monodominante, clareira e mista) e para cada espécie, entre as porções de floresta, através do teste de Kruskal-Wallis (Zar 1999). As taxas de herbivoria em duas categorias de maturidade das folhas (Jovens= folhas jovens no tempo inicial e Adultas= folhas adultas no tempo inicial) foram comparadas para cada espécie através do teste de Mann-Whitney. Para os cálculos utilizou-se o programa SAS 8.1 (SAS 1999-2000).

11.3 RESULTADOS

Para as três espécies avaliadas em relação ao percentual de área foliar danificada apenas as folhas jovens de *P. pilosissimum* não apresentaram diferença significativa entre as porções das florestas estudadas (monodominante, clareira e mista). No caso de *B. rubescens*, nas folhas jovens, o menor valor de herbivoria foi registrado na floresta mista e nas folhas adultas o menor foi na floresta monodominante. As folhas adultas de *P. pilosissimum* apresentaram o menor valor na floresta mista e *T. altissima*, tanto nas folhas jovens quanto nas adultas, apresentou os menores valores de herbivoria na floresta monodominante (Tabela 11.1).

Comparando-se as três espécies, observou-se que na floresta monodominante as folhas adultas apresentaram diferenças em relação à herbivoria, com *B. rubescens* apresentando o menor valor. Na clareira não foram registradas diferenças na herbivoria entre as espécies e na floresta mista foram registradas diferenças somente nas folhas jovens, onde *P. pilosissimum* diferenciou-se das demais (Tabela 11.1).

Tabela 11.1 - Área foliar média removida por herbívoros em folhas jovens e adultas de plântulas de *Brosimum rubescens*, *Protium pilosissimum* e *Tetragastris altissima* no sub-bosque da floresta monodominante, em uma clareira e na floresta mista adjacente, Nova Xavantina-MT. Valores (média e desvio padrão) seguidos da mesma letra não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Kruskal-Wallis. Letras minúsculas refletem as comparações entre as espécies e as letras maiúsculas entre as porções de floresta.

Folhas Jovens:

Floresta	<i>Brosimum</i>	<i>Protium</i>	<i>Tetragastris</i>	P
Monodominante	5,52 (18,4)A	4,45 (18,3)	0,36 (0,8)A	n.s.
Clareira	5,28 (15,0)A	0,53 (1,20)	1,91 (4,4)B	n.s.
Mista	0,19 (0,20)Ba	7,32 (25,3)b	0,83 (1,2)Aa	0,0016
P	0,0009	n.s.	0,0010	

Folhas Adultas:

Floresta	<i>Brosimum</i>	<i>Protium</i>	<i>Tetragastris</i>	P
Monodominante	0,31 (0,51)Aa	8,65 (20,6)Ab	0,64 (0,7)Aa	<0,0001
Clareira	6,40 (19,7)B	3,45 (3,70)AB	1,63 (3,4)A	n.s.
Mista	2,45 (9,01)B	1,77 (4,21)B	2,99 (9,2)B	n.s.
P	<0,0001	0,0252	0,0057	

Não foram registradas diferenças significativas entre as taxas de herbivoria (%dia⁻¹) nas folhas jovens e adultas de *B. rubescens* em cada porção de floresta estudada (Tabela 11.2). Entretanto, comparando-se as taxas de herbivoria das folhas adultas entre as três porções de floresta, observou-se que os valores registrados na floresta monodominante foram significativamente inferiores às demais porções de floresta (P= 0,0285). *P. pilosissimum* apresentou diferenças entre a herbivoria nas folhas jovens e adultas na floresta monodominante e na clareira e *T. altissima* na monodominante e na mista, sendo que as maiores taxas de herbivoria foram registradas nas folhas adultas (Tabela 11.2). Semelhante ao que foi observado em *B. rubescens*, estas duas espécies apresentaram diferenças significativas apenas entre as três porções de floresta para as folhas adultas, onde *P. pilosissimum* apresentou o menor valor na floresta mista (P= 0,0012) e *T. altissima* na floresta monodominante (P= 0,0198) (Tabela 11.2).

Tabela 11.2 – Taxa de herbivoria (média, %. dia^{-1} e desvio padrão, DP) em duas categorias de maturidade das folhas (Jovens e Adultas) de plântulas de *Brosimum rubescens*, *Protium pilosissimum* e *Tetragastris altissima* no sub-bosque da floresta monodominante, em uma clareira e na floresta mista adjacente em um período de oito meses em Nova Xavantina-MT. *P* corresponde à probabilidade do teste de Mann-Whitney, comparando os valores da taxa de herbivoria entre as categorias de maturidade das folhas.

Espécies	Monodominante			Clareira			Mista		
	Jovens	Adultas	<i>P</i>	Jovens	Adultas	<i>P</i>	Jovens	Adultas	<i>P</i>
<i>Brosimum</i>									
Média	0,0292	0,0080	n.s.	0,0220	0,0214	n.s.	0,0103	0,0150	n.s.
DP	0,0818	0,0259		0,0601	0,0425		0,0222	0,0371	
<i>Protium</i>									
Média	0,0305	0,0432	0,0071	0,0309	0,0699	0,0051	0,0454	0,0222	n.s.
DP	0,0943	0,0837		0,0556	0,0322		0,1098	0,0408	
<i>Tetragastris</i>									
Média	0,0015	0,0054	<0,0001	0,0079	0,0182	n.s.	0,0034	0,0188	<0,0001
DP	0,0036	0,0067		0,0151	0,0391		0,0048	0,0263	

11.4 DISCUSSÃO

O percentual de herbivoria das folhas jovens (até a completa expansão) e das folhas adultas, no mesmo período, para as três espécies e três porções de floresta estudadas, variou em média de 0,19 a 7,32% para as folhas jovens e de 0,31 a 8,65% para as adultas. Os valores observados no presente estudo estiveram dentro da amplitude encontrada em outras florestas brasileiras. Para três espécies de uma floresta monodominante na Amazônia, Nascimento & Proctor (2001) registraram valores entre 2,3 e 9% e para outras porções de floresta (uma sem e outra com poucos indivíduos da espécie monodominante) os autores registraram valores entre 3,8 e 11,9%. O percentual de danos observado por Nascimento & Hay (1993) nas folhas jovens de *Metrodorea pubescens* variou de 0,07 a 18,46%.

Com relação aos valores registrados no presente estudo, para a taxa de herbivoria por dia (0,0015 a 0,0699%. dia^{-1}) em um período de oito meses, verificou-se que estes estiveram abaixo dos valores observados por Coley & Barone (1996) em folhas jovens (0,15%. dia^{-1}) e adultas (0,07%. dia^{-1}) amostradas em florestas tropicais. Os valores do presente estudo também foram menores àqueles registrados em folhas jovens e adultas de uma floresta tropical do Panamá (Coley 1983a). Os valores registrados por Gross *et al.* (2000) para espécies de uma floresta monodominante e uma floresta mista adjacente na África também foram superiores aos valores do presente estudo. Entretanto, *Peltogyne*

gracilipes, a espécie monodominante da Amazônia estudada por Nascimento & Proctor (2001), apresentou uma taxa de herbivoria média muito inferior à registrada nas folhas jovens de *B. rubescens* (%.dia⁻¹).

Os resultados observados no presente estudo sugerem que o escape aos danos provocados por herbívoros e/ou patógenos não parece ser um mecanismo utilizado por *B. rubescens* para alcançar ou manter sua monodominância na floresta estudada. Janzen (1974), sugeriu que uma frutificação maciça levaria a uma grande produção de plântulas que, sob forte pressão seletiva, aumentariam as defesas das folhas, sofreriam menores níveis de herbivoria, cresceriam mais e aumentariam a taxa de sobrevivência e o sucesso dos indivíduos. O presente estudo contradiz esta afirmação, uma vez que as folhas jovens de *B. rubescens* sofreram em média danos maiores ou similares às outras espécies associadas. Nas folhas adultas, apesar de *B. rubescens* ter apresentado a menor taxa de herbivoria na floresta monodominante quando comparada com as demais espécies, *T. altissima* apresentou valor estatisticamente similar. Neste caso, não é possível concluir que a monodominância de *B. rubescens* esteja ligada a uma menor taxa de herbivoria da espécie, visto que seu padrão não diferiu das demais espécies.

Considerando-se a área foliar danificada por herbívoros nas três espécies avaliadas na floresta monodominante, observou-se que *B. rubescens* não apresentou um padrão muito definido, pois as folhas jovens tenderam a apresentar maiores danos e as adultas taxas mais reduzidas do que as demais espécies. Neste caso, a herbivoria nas folhas jovens de *B. rubescens* não exibiu o mesmo padrão que foi observado na floresta monodominante de *Peltogyne gracilipes* em Roraima, onde Nascimento & Proctor (2001) verificaram que a monodominância da espécie pode ser explicada, em parte, devido ao escape da herbivoria nos estágios iniciais de vida. Por outro lado, Gross *et al.* (2000) verificaram que *Gilbertiodendron dewevrei*, uma espécie monodominante da África, apresentou maiores níveis de herbivoria (quando comparada com outras espécies), estando de acordo com o que foi discutido por Bach (1980), segundo o qual plantas que crescem em monoculturas apresentariam maiores danos causados por herbivoria.

É importante salientar que as folhas de *B. rubescens* apresentam látex (politerpeno), que já foi mencionado como um importante composto secundário tóxico para os animais (Taiz & Zeiger 1998). Estudos comparativos sobre a concentração de látex em folhas jovens e adultas serão indispensáveis para avaliar se estes compostos podem estar contribuindo com uma menor herbivoria nas folhas adultas de *B. rubescens*.

Alguns estudos demonstraram que a diversidade de espécies em um ambiente pode influenciar os níveis de herbivoria (Coley 1983b). Alguns experimentos registraram que o aumento na diversidade estaria correlacionado com o decréscimo nos níveis de danos causados por herbívoros (Root 1973, Bach 1980). Porém, poucos estudos examinaram estes aspectos em comunidades naturais (Hubbell 1980, Coley 1983a, b, Gross *et al.* 2000, Nascimento & Proctor 2001). No presente estudo, observou-se que somente nas folhas jovens de *B. rubescens* e adultas de *P. pilosissimum* foi registrado o efeito esperado de menor herbivoria na comunidade com maior diversidade de espécies (floresta mista).

Observando-se os resultados da taxa de herbivoria (%.dia⁻¹), verificou-se que quase todas as espécies, em ambas as fases de amadurecimento das folhas, apresentaram maiores valores de herbivoria na clareira. Este aspecto está de acordo com o que foi observado por Benson *et al.* (1976), Benson (1978) e Coley (1983a), segundo os quais os insetos seriam capazes de concentrar seus esforços em clareiras, devido à maior facilidade de encontrá-las.

Considerando-se que em uma clareira a maior disponibilidade de luz garantiria uma maior produtividade para as espécies (vide capítulos 7 e 8), os maiores níveis de herbivoria seriam mais toleráveis neste ambiente e, mesmo quando as taxas de herbivoria são similares entre o sub-bosque de uma floresta e uma clareira, o impacto seria maior nas plantas do sub-bosque devido às diferenças no potencial de produtividade destas áreas (Coley 1983a). Neste caso, quando as condições do habitat e o potencial de crescimento forem maiores, mesmo as espécies com poucos mecanismos de defesa podem ser beneficiadas.

Em ambientes com reduzido potencial para crescimento (pouca luz, sub-bosque das florestas monodominante e mista) as perdas por herbivoria seriam potencialmente importantes e espécies com defesas mais eficientes apresentariam vantagens competitivas. A menor herbivoria sofrida nas folhas adultas de *T. altissima* e de *B. rubescens* (elevada concentração de látex?) e a formação do banco de plântulas (da última) no sub-bosque da floresta monodominante poderia, neste caso, representar uma vantagem competitiva. Coley (1983a) observou que espécies que crescem em manchas são consideradas “não-arentes” do ponto de vista dos herbívoros e espera-se que escapem mais facilmente da predação. Além disso, o referido autor observou que em áreas onde a água, a luz ou os nutrientes são fatores limitantes, tende a ocorrer uma seleção em favor de espécies com melhores defesas naturais contra herbívoros. Assim, se as defesas naturais de *B. rubescens* e *T. altissima* (1º

e 5º lugar em IVI, vide capítulo 5) forem mais eficientes, elas poderão apresentar vantagens competitivas no sub-bosque e na clareira da floresta monodominante.

O padrão de herbivoria registrado nas plântulas de *B. rubescens* nas porções de floresta estudadas não apresentou evidências da ocorrência de herbivoria dependente da densidade e/ou distância, tal como foi proposto por Janzen (1970) e Connell (1971). Os referidos autores sugeriram que a predação poderia explicar a coexistência de diversas espécies em uma floresta tropical em uma situação de reduzida densidade para cada espécie, onde os predadores seriam atraídos pelas árvores adultas e atacariam preferencialmente os indivíduos jovens posicionados nas proximidades da planta-mãe. Além disso, observaram também que, quanto maior a densidade de uma espécie, maior seria a taxa de herbivoria.

A espécie monodominante *B. rubescens*, que apresenta uma elevada concentração de indivíduos adultos (vide capítulos 5 e 6) e elevada abundância de plântulas no sub-bosque da floresta monodominante (vide capítulo 7), teve um registro de menores taxas de herbivoria em folhas adultas do que as outras espécies que são bem menos abundantes nesta floresta. Neste caso, a herbivoria dependente da densidade e da distância não pode estar atuando, pois os indivíduos desta espécie encontram-se densamente agrupados em manchas monodominantes.

No presente estudo, *B. rubescens* apresentou em geral maior herbivoria nas folhas jovens (diferença não-significativa) e as demais espécies estudadas apresentaram maiores níveis de herbivoria nas folhas adultas. De acordo com Coley & Barone (1996), a diferença mais marcante no padrão de herbivoria em florestas tropicais ocorre entre folhas jovens e folhas adultas (maduras), podendo variar muito entre espécies e tipos de floresta. Em uma floresta tropical no Panamá, Coley (1983a) registrou que a herbivoria em folhas jovens de espécies tolerantes à sombra foi cerca de 25 vezes maior do que nas adultas. Kursar & Coley (1991) registraram maior herbivoria em folhas jovens em espécies tropicais, enquanto Nascimento & Proctor (1994) e Maisels (2004) observaram uma perda severa de folhas jovens causada por insetos em árvores de espécies monodominantes. Por outro lado, Coley & Barone (1996) e Nascimento & Proctor (2001) registraram maiores níveis de herbivoria em folhas adultas.

As diferenças nas taxas de herbivoria observadas entre as três porções de floresta e as três espécies estudadas não seguiram um padrão uniforme. Para as folhas jovens de *B. rubescens*, a floresta mista diferiu, ao passo que para as folhas adultas foi a floresta monodominante que diferiu das demais. Neste caso, a proximidade das áreas estudadas

(cerca de 800m) pode ser um ponto decisivo em relação à mobilidade dos herbívoros, pois segundo Brown & Ewel (1987), porções diferentes de uma floresta com taxas de herbivoria similares podem ser interpretadas como idênticas a partir da perspectiva do predador e a diferença na herbivoria em uma mesma espécie que ocorre em áreas distintas pode ser um indicativo de que esta não foi percebida como um recurso uniforme por todos os herbívoros. Neste caso, uma espécie pode apresentar resistência ou suscetibilidade, dependendo da palatabilidade das outras espécies às quais ela se encontra associada.

É possível que a associação com outras espécies mais palatáveis esteja colaborando com a manutenção da monodominância de *B. rubescens*, pois a taxa de herbivoria desta espécie parece aumentar, diminuir ou manter-se a mesma de acordo com a maturidade das folhas e diversidade de espécies na comunidade. No caso de manejo desta floresta, será fundamental determinar as espécies que poderão permanecer associadas, pois Risch *et al.* (1983), em uma revisão de quase 150 estudos, demonstraram que a composição correta de espécies em um agroecossistema é fundamental para garantir que estas sejam beneficiadas com uma resistência e não uma suscetibilidade associativa.

11.5 CONCLUSÃO

A espécie monodominante de *B. rubescens* sofreu danos por herbivoria de forma similar às demais espécies, de modo que o escape de herbivoria não parece ser o mecanismo pelo qual esta espécie adquire ou mantém sua monodominância. Os danos causados por herbivoria variaram de acordo com a maturidade das folhas e as porções de floresta estudadas de modo diferenciado entre e dentro as espécies. As diferenças observadas nas espécies estudadas podem estar relacionadas à maturidade das folhas, sazonalidade ou a um efeito associativo entre as espécies, tal como tem sido verificado em outras florestas tropicais.

O padrão de herbivoria registrado nas plântulas de *B. rubescens*, nas três porções de floresta estudadas, não apresentou evidências de que ocorra herbivoria dependente de densidade e/ou distância, tal como foi proposto por Janzen (1970) e Connell (1971). Entretanto, as variações intra e interespecíficas observadas (relacionadas à maturidade das folhas, ao tipo de floresta, etc.) sugerem que existe uma complexa interação de fatores e que os níveis de herbivoria podem não estar associados apenas com a densidade, composição de espécies e defesas químicas e físicas das plantas. Estudos abrangendo um período de tempo maior e um maior número de espécies associadas são necessários.

CAPÍTULO 12. INVESTIGAÇÃO DE EFEITOS ALELOPÁTICOS PRODUZIDOS POR *BROSIMUM RUBESCENS* TAUB. EM ESPÉCIES NATIVAS E EXÓTICAS À FLORESTA MONODOMINANTE DE *B. RUBESCENS*.

12.1 INTRODUÇÃO

As plantas podem liberar no ambiente uma variedade de compostos metabólicos primários e secundários, cujos efeitos sobre outras plantas constituem o foco dos estudos em alelopatia (Taiz & Zeiger 1998). Muitos compostos alelopáticos se apresentam solúveis em água e são liberados no ambiente através da lixiviação, exsudação das raízes, volatilização e decomposição, podendo ser afetados por vários fatores ambientais (Reigosa *et al.* 1999, Chung *et al.* 2001).

Segundo Rice (1984), diversas classes de substâncias alelopáticas produzidas naturalmente pelas plantas, tais como os monoterpenos e fenóis, podem produzir efeitos deletérios sobre outras plantas. Isto pode ocorrer através de uma variedade de mecanismos, incluindo uma reduzida atividade mitótica nas raízes e hipocótilos, supressão da atividade de fitormônios, redução na taxa de absorção de íons, decréscimo da permeabilidade celular, inibição da fotossíntese e da respiração, inibição na formação de proteínas e ação de enzimas.

Em geral, a importância da alelopatia em ecossistemas naturais é controversa, pois ela frequentemente é postulada, mas é difícil provar que através deste mecanismo uma espécie exerce influência sobre outra, liberando compostos químicos no ambiente e inibindo o crescimento dos indivíduos vizinhos (Turner & Quaterman 1975).

Em algumas situações não é possível identificar compostos alelopáticos, pois as respostas observadas nas espécies submetidas a bioensaios podem ser devido a uma complexa combinação de compostos orgânicos tóxicos e não-tóxicos presentes em baixas concentrações (Blum 1996). Além disso, fatores ambientais e fisiológicos podem influenciar a alelopatia e a competição entre as plantas (Einhellig 1996, Inderjit & Del Moral 1997). A simples presença de compostos químicos potencialmente inibidores em uma planta não é necessariamente um caso de alelopatia (Inderjit & Del Moral 1997), pois, como já foi observado por Harper (1977), quase todas as espécies podem produzir produtos tóxicos para uma ou mais espécies.

Padrões de distribuição caracterizados pela dominância de uma única espécie podem muitas vezes representar indícios de ocorrência de alelopatia. Muller (1966), observou que algumas espécies de arbustos no sul da Califórnia produziam elementos fitotóxicos que inibiam o estabelecimento de plântulas de diversas espécies que somente conseguiam crescer além de uma “zona de inibição”. Entretanto, muitas vezes alguns resultados escondem relações muito mais complexas do que se imagina. No referido caso, estudos posteriores demonstraram que outras plantas podiam crescer na “zona de inibição”, bastando apenas que os herbívoros fossem excluídos (Bartholomew 1970). Assim, para que se possa estabelecer evidências claras de alelopatia, é necessário que a planta seja capaz de acumular compostos aleloquímicos no ambiente em níveis fitotóxicos e que o padrão observado na vegetação afetada não possa ser explicado por outros fatores físicos e/ou bióticos (Inderjit & Callaway 2003).

Torti *et al.* (2001) observaram que as florestas monodominantes em diversas regiões tropicais compartilham algumas características que ajudam a explicar a monodominância. Apesar dos autores não mencionarem os possíveis efeitos alelopáticos das espécies monodominantes nestas comunidades, Nascimento (1994) efetuou alguns experimentos na floresta monodominante de *Peltogyne gracilipes* em Roraima para testar se havia alguma interferência alelopática da referida espécie sobre as outras e se estes mecanismos poderiam explicar a sua monodominância. O autor não encontrou efeito alelopático quando testou o extrato de folhas, sementes germinando e serapilheira da floresta sobre outras três espécies.

Alguns estudos demonstraram que a alelopatia pode limitar o recrutamento de plântulas através da inibição da germinação, retardamento do crescimento radicular e até a supressão de ectomicorrizas (Nielsen *et al.* 1999). Assim, considerando-se que os compostos alelopáticos podem ser importantes na determinação da biodiversidade, dominância e sucessão (Chou 1999), o objetivo do presente estudo foi testar a ocorrência de efeitos alelopáticos de *Brosimum rubescens* sobre a germinação e o crescimento de outras espécies, contribuindo para a compreensão da monodominância desta espécie.

12.2 MATERIAL E MÉTODOS

12.2.1 Em Viveiro

No viveiro florestal da Fazenda Água Limpa (FAL), UnB, foram estabelecidos dois experimentos para testar se as folhas, sementes de *Brosimum rubescens* e a serapilheira da floresta monodominante apresentavam algum efeito alelopático sobre a germinação e o desenvolvimento inicial de duas espécies nativas e três espécies exóticas à floresta monodominante de *B. rubescens* do presente estudo.

Inicialmente, 290 sacos plásticos de polietileno preto de 15x25cm foram preenchidos com o mesmo tipo de solo (solo de cerrado, normalmente utilizado no viveiro para a produção de mudas) e mantidos em casa de vegetação com 70% de sombreamento (vide Capítulo 8) durante todo o período dos experimentos. Para o experimento envolvendo a serapilheira da floresta monodominante (nº 1), foram escolhidas duas espécies exóticas, típicas de cerrado *s.s.* (*Cybistax antisiphilitica* e *Hymenaea stigonocarpa*) e duas espécies nativas da floresta monodominante (*Mabea fistulifera*, heliófila e *Inga heterophylla*, umbrófila), cujas sementes apresentaram germinação rápida (< 10 dias).

As sementes das espécies nativas foram coletadas em julho de 2002 na floresta monodominante e das espécies exóticas à floresta foram retiradas do banco de sementes do viveiro da FAL. Para o experimento nº 2 foram utilizadas sementes de *B. rubescens* coletadas em julho de 2002 e sementes de feijão (*Phaseolus vulgaris*), variedade carioquinha, compradas no comércio de Brasília-DF.

A seguir, estão descritos os experimentos que foram desenvolvidos no viveiro:

- Experimento nº 1 – Para testar o efeito da serapilheira da floresta monodominante, foram plantadas duas sementes de cada espécie por saco plástico (20 por espécie), perfazendo um total de 80 sacos para avaliar o tratamento com serapilheira e 80 sacos como controle. Em cada saco, foram depositados sobre o solo cerca de 50g de serapilheira da floresta monodominante (aproximadamente 4cm de altura), simulando condições naturais. A serapilheira foi coletada na floresta no dia 20 de julho de 2002, em locais de grande adensamento da espécie monodominante, e armazenada em uma caixa de papelão aberta até o início dos experimentos no dia 9 de setembro de 2002. Os sacos plásticos com as sementes e a camada de serapilheira foram

irrigados duas vezes por dia. Para testar o efeito do extrato de folhas de *B. rubescens*, foram preparados 20 sacos contendo sementes de *Cybistax antisiphilitica* e 20 com sementes de *Inga heterophylla*. A cada dois dias, os sacos foram irrigados com um extrato aquoso feito a partir de folhas de *B. rubescens*. O extrato foi preparado a partir da trituração de 3g de folhas secas misturados em 100ml de água deionizada, mantido por 24 horas e filtrado em papel filtro (Whatman nº1). O extrato foi aplicado no período vespertino. Para cada espécie também foram mantidos sacos como controle que receberam apenas água deionizada. Decorridos 45 dias do início do experimento, os sacos foram cuidadosamente destorroados sobre uma mesa telada e as mudas foram lavadas e medidas. As folhas foram destacadas para a medição da área foliar (Area Meter, Mod. CI-202, CID Inc.) e em seguida todo material foi mantido em estufa a 70°C até peso constante. A biomassa seca foi determinada com uma balança de precisão (0,01g).

- Experimento nº 2 – Em 30 sacos plásticos foram plantadas 60 sementes de *B. rubescens*, sendo duas por saco. Após 20 dias foi mantida apenas uma semente germinada em cada saco. Em seguida, foram escolhidos aleatoriamente 20 sacos e ao lado de cada semente germinada de *B. rubescens* (cerca de 1cm de distância) foi plantada uma semente de *Phaseolus vulgaris*, variedade carioquinha. Outras 20 sementes de *P. vulgaris* (uma por saco) foram plantadas em sacos separados e usadas como controle. Foram escolhidas sementes de *P. vulgaris* por apresentarem germinação rápida e por ser uma espécie exótica e, considerando-se que *P. vulgaris* é uma espécie cultivada e domesticada desde tempos remotos, seria de se esperar que fosse vulnerável a eventuais compostos alelopáticos produzidos por *B. rubescens*. Os sacos foram irrigados e mantidos nas mesmas condições de sombreamento e as plântulas foram processadas, medidas e pesadas da mesma forma que no experimento nº 1.

12.2.2 Em Laboratório

- Experimento nº 3 – Em abril de 2004 foram coletadas folhas maduras e amostras de raízes finas (1mm) de oito indivíduos adultos e sadios de *B. rubescens*. Na serapilheira, no sub-bosque da floresta monodominante (sob a copa dos indivíduos adultos de *B. rubescens*), foram coletadas folhas

amareladas de *B. rubescens* recém caídas. As amostras de folhas verdes, raízes e folhas da serapilheira foram lavadas, secadas em estufa a 70°C e utilizadas para a preparação de extratos aquosos em seis concentrações de 0,01 a 5g de folhas ou raízes.100ml⁻¹. Os extratos aquosos nas diferentes concentrações foram preparados a partir de folhas e raízes secas finamente maceradas, misturadas com água deionizada, mantidas em suspensão por 24 horas e então filtradas em papel filtro (Whatman nº 1). Para este experimento foram utilizadas sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) variedade Simpson. As sementes foram esterilizadas em hipoclorito de sódio (1,5%) durante um minuto e depois lavadas por três minutos em água deionizada. Quatro replicações, cada uma com 25 sementes, foram preparadas para cada tratamento (seis diferentes concentrações do extrato aquoso e o tratamento controle, com água deionizada) utilizando-se placas de Petri forradas com papel de filtro esterilizado. Em cada placa de Petri foram colocados 10ml do extrato aquoso e no tratamento controle foram adicionados 10ml de água deionizada. As placas de Petri foram embaladas em filme plástico (PVC) para evitar perda de umidade e contaminação. Em seguida, as sementes foram colocadas para germinar a temperatura ambiente no laboratório de Fisiologia Vegetal do Campus Universitário de Nova Xavantina. A germinação foi considerada após a emissão da radícula (no mínimo 1mm). Optou-se por usar sementes de alface, uma vez que estas são amplamente utilizadas em experimentos para avaliar alelopatia, devido a sua grande sensibilidade (Rice 1979, Jefferson & Pennacchio 2003, Inderjit & Callaway 2003).

12.2.3 Análise dos Dados

Para os experimentos nº 1 e nº 2 efetuou-se uma comparação entre as médias (controle e tratamentos) do comprimento do caule, comprimento da raiz, biomassa total e área foliar para cada espécie. A homogeneidade das variâncias foi avaliada a partir do teste de Bartlett e a normalidade a partir do teste de Kolmogorov-Smirnov. Quando necessário, os dados foram transformados (\log_{10} e $1/x$). Para as análises, utilizou-se o teste one-way ANOVA a um nível de significância de 0,05. As diferenças entre as médias foram determinadas através do teste de Tukey. Os testes foram executados a partir do programa SAS 8.1 (SAS 1999-2000).

Para o experimento nº 3 a germinação foi avaliada por um período de cinco dias e foram calculadas a percentagem de germinação final (% GF= média da germinação no período) e a taxa de germinação ($\Sigma N_i/D_i$, N_i = aumento diário no número de sementes germinadas e D_i = número de dias desde o início do experimento), seguindo-se o que foi proposto por Saxena *et al.* (1996) e Jefferson & Pennacchio (2003). Para as comparações entre os tratamentos (seis concentrações de extratos + controle) utilizou-se o teste one-way ANOVA e o teste de Tukey com o uso do programa SAS 8.1 (os dados atenderam aos pressupostos exigidos em uma ANOVA, acima descritos). A germinação final foi apresentada em percentagem após as análises estatísticas terem sido efetuadas com os dados brutos (Jefferson & Pennacchio 2003).

12.3 RESULTADOS

Os resultados dos experimentos realizados para avaliar o crescimento de cinco espécies tratadas com um extrato de folhas de *B. rubescens*, uma camada de serapilheira da floresta (nº1) e com sementes posicionadas ao lado de uma plântula de *B. rubescens* (nº2) foram apresentados na Tabela 12.1. Os parâmetros de crescimento das espécies tratadas com o extrato de folhas de *B. rubescens* foram similares aos resultados registrados nas plântulas controle (Tabela 12.1, experimento nº 1). As diferenças entre o tratamento controle e o extrato ocorreram apenas para o comprimento do caule e o percentual de germinação de *Cybistax antisiphilitica*. Da mesma forma, com exceção do comprimento das raízes, não foram registradas diferenças entre as mudas de *Phaseolus vulgaris* que cresceram ao lado de plântulas de *B. rubescens* e aquelas que cresceram na ausência (controle) da espécie monodominante (Tabela 12.1, experimento nº 2).

Com exceção de *Mabea fistulifera*, espécie heliófila nativa da floresta de *B. rubescens*, as demais espécies avaliadas no experimento nº 1 (controle x serapilheira) apresentaram maior percentual de germinação e parâmetros de crescimento no tratamento controle (sem a camada de serapilheira sobre o solo). A maior diferença foi registrada para *Cybistax antisiphilitica*, que apresentou 90% de germinação no tratamento controle e 30% sob a camada de serapilheira. *Inga heterophylla* e *Hymenaea stigonocarpa* também apresentaram maior germinação e praticamente todos os parâmetros de crescimento avaliados foram maiores no tratamento controle (Tabela 12.1, experimento nº 1).

Tabela 12.1 – Percentual de germinação final e médias do comprimento do caule, da raiz, da biomassa total e da área foliar das espécies submetidas aos experimentos nº 1 e nº 2, em viveiro. Valores de *p* referem-se ao teste one-way ANOVA. Valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente (Teste de Tukey).

Experimento 1:				
Espécies	Tratamento			<i>p</i>
	Controle	Serapilheira	Extrato	
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.				
Comprimento do caule (cm)	2,99a	3,96b	2,17c	0,0012
Comprimento da raiz (cm)	19,18a	16,37a	19,92a	0,2935
Biomassa total (g)	0,35a	0,36a	0,46a	0,3013
Área foliar (cm ²)	14,16a	23,85a	23,10a	0,0824
Germinação final (%)	90	30	55	--
<i>Inga heterophylla</i> Willd.				
Comprimento do caule (cm)	7,32a	8,18b	7,05a	0,0068
Comprimento da raiz (cm)	11,84a	8,35b	10,26ab	0,0072
Biomassa total (g)	0,12a	0,09b	0,12a	0,0409
Área foliar (cm ²)	9,95a	7,12b	10,03a	0,0005
Germinação final (%)	100	80	100	--
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne				
Comprimento do caule (cm)	36,16	34,74	--	0,5442
Comprimento da raiz (cm)	35,92	34,55	--	0,5642
Biomassa total (g)	6,65	4,80	--	0,0004
Área foliar (cm ²)	330,4	262,26	--	0,0283
Germinação final (%)	90	80	--	--
<i>Mabea fistulifera</i> Benth.				
Comprimento do caule (cm)	9,90	16,25	--	0,0001
Comprimento da raiz (cm)	19,53	23,24	--	0,1793
Biomassa total (g)	0,31	0,99	--	0,0001
Área foliar (cm ²)	34,99	95,33	--	0,0003
Germinação final (%)	45	55	--	--
Experimento 2:				
Espécie	Tratamento		<i>p</i>	
	Controle	Ao lado da semente de <i>B. rubescens</i>		
<i>Phaseolus vulgaris</i> L.				
Comprimento do caule (cm)	10,14	9,64	0,2602	
Comprimento da raiz (cm)	36,97	31,99	0,0048	
Biomassa total (g)	0,41	0,39	0,6066	
Área foliar (cm ²)	99,65	83,96	0,0908	
Germinação final (%)	100	100	--	

Dentre os extratos aquosos preparados com folhas e raízes de *B. rubescens* (Tabela 12.2) verificou-se que, no caso do extrato preparado a partir de folhas verdes, o percentual e a taxa de germinação foram menores nas concentrações de 2,5 e 5g de folhas.100ml⁻¹. No caso das folhas de *B. rubescens* coletadas na serapilheira, os menores valores de germinação foram registrados para as concentrações superiores a 0,5g de folhas.100ml⁻¹ e para os extratos preparados com as raízes de *B. rubescens* não foram registradas diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos.

Tabela 12.2 - Percentual de germinação final (GF) e taxa de germinação (TG, sementes.dia⁻¹) de sementes de *Lactuca sativa* tratadas com diferentes concentrações de extratos isolados de folhas verdes, folhas coletadas na serapilheira e raízes de *Brosimum rubescens* na floresta monodominante de *B. rubescens*, Nova Xavantina-MT. Valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente.

Concentração do extrato (g.100ml ⁻¹)	Folhas verdes		Folhas da serapilheira		Raízes	
	GF (%)	TG (sem.dia ⁻¹)	GF (%)	TG (sem.dia ⁻¹)	GF (%)	TG (sem.dia ⁻¹)
0	100a	23,7a	100a	24.1a	100a	24,1a
0,01	100a	24,2a	98a	23,4a	98a	24,2a
0,05	98a	22,4a	100a	23,2a	100a	24,2a
0,5	94a	21,8a	94a	21,7a	100a	24,1a
1,0	98a	23,2a	78b	15,3b	98a	23,3a
2,5	86b	19,4b	82b	12,7b	100a	23,9a
5,0	64c	8,3b	12c	1,00c	98a	22,9a
<i>p</i>	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	>0,05	>0,05

12.4 DISCUSSÃO

Os experimentos que utilizaram o extrato de folhas de *B. rubescens* para testar o crescimento de uma espécie exótica e outra nativa da floresta monodominante em viveiro não apresentaram resultados conclusivos que justificassem a ocorrência de alelopátia. A diferença observada no percentual de germinação de *C. antisiphilitica*, que foi maior no controle, precisa ser melhor investigada mas, provavelmente, tenha sido causada por outros motivos que não a alelopátia. Nascimento (1994) não encontrou efeito alelopático quando testou o extrato de folhas, sementes germinando e serapilheira da floresta monodominante de *Peltogyne gracilipes* sobre outras três espécies.

Apesar da média do comprimento das raízes de *Phaseolus vulgaris* ter sido maior no tratamento controle do que nas mudas que cresceram ao lado de *B. rubescens*, não é possível afirmar que isto tenha ocorrido devido a efeitos alelopáticos, pois além dos demais

parâmetros avaliados não terem apresentado diferenças entre os tratamentos, outros fatores que não a alelopatia (ex: competição por recursos) podem ter sido responsáveis por esta diferença. Gersani *et al.* (2001) observaram que as plântulas tendem primeiramente a proliferar suas raízes em porções livres do solo, em seguida em porções ocupadas por raízes de outras espécies e por último em porções ocupadas por suas próprias raízes. Nas condições deste experimento, as raízes de *P. vulgaris* podem ter competido por recursos com as raízes de *B. rubescens* (nos saquinhos em que cresceram juntas) e isto pode ter sido o motivo pelo qual *P. vulgaris* apresentou raízes maiores no tratamento controle (nos saquinhos onde a espécie cresceu sozinha).

As diferenças observadas no experimento utilizado para avaliar a germinação e o crescimento de espécies cujas sementes foram colocadas sob uma camada de serapilheira da floresta monodominante, também não podem ser conclusivos com relação à ocorrência de alelopatia. De acordo com os resultados registrados no capítulo 6, observou-se a ocorrência de espécies acumuladoras de Mn na floresta monodominante do presente estudo, entre elas *B. rubescens*, que apresentou nível de concentração foliar de $448,5\text{mg.kg}^{-1}$.

Clarkson (1988), observou que a absorção de Mn tende a ser pouco regulada pelas plantas, o que pode levar ao acúmulo em níveis tóxicos. No caso da floresta de *B. rubescens*, os níveis de Mn no solo registrados no capítulo 6 e por Marimon *et al.* (2001a, b) não foram considerados tóxicos, o que segundo Mello *et al.* (1985) seria apenas a partir de 60mg.kg^{-1} . Entretanto, os elevados níveis de Mn registrados nas folhas frescas da espécie monodominante podem ser predominantes também na serapilheira da floresta, o que, por sua vez, poderia produzir algum efeito negativo no crescimento de outras espécies.

Desta forma, estudos a respeito da retranslocação de nutrientes na floresta serão indispensáveis para que seja possível compreender os mecanismos envolvidos. Além disso, é necessário considerar que a barreira física imposta pela camada de serapilheira pode ser um impedimento à germinação e crescimento das espécies com sementes pequenas, tal como foi observado por Torti *et al.* (2001) em uma floresta monodominante na África.

A espécie *Cybistax antisiphilitica*, que dentre as estudadas possui as sementes menores, apresentou reduzida germinação sob a serapilheira, provavelmente causada pela barreira física. As demais espécies foram prejudicadas pela camada de serapilheira em alguns parâmetros medidos e beneficiadas em outros, reforçando a impossibilidade de se considerar os resultados encontrados como causados por efeitos alelopáticos.

A menor germinação registrada nas sementes de alface submetidas aos extratos de folhas de *B. rubescens* mais concentrados ($> 1\text{g}\cdot 100\text{ml}^{-1}$) também reforça a necessidade de se investigar melhor se realmente há algum composto nas folhas de *B. rubescens* que possa causar este efeito, bem como se as concentrações testadas podem ser encontradas sob condições naturais. De qualquer maneira, não se pode perder de vista o que foi postulado por Harper (1977), segundo o qual quase todas as espécies podem, a partir de um processo apropriado de digestão, extração e concentração, funcionar como produto tóxico.

Será necessário um estudo de retranslocação de nutrientes e a avaliação dos efeitos resultantes da elevada concentração foliar de Mn. Além disso, outros compostos, como cumarinas e piranocumarinas, já foram extraídas do cerne da madeira de *B. rubescens*, sendo elas a 7-hidroxycumarina, 7-dimetil-suberosina, xantiletina, 7,8-dihidroxycumarina brosiparina, brosiprenina e a luvantegina (Braz Filho *et al.* 1972). Gottlieb *et al.* (1972), registraram a ocorrência de piranocumarinas e furocumarinas em 14 espécies de *Brosimum*. Os efeitos destes compostos sobre outras espécies ainda precisam ser estudados (Torres 1997), bem como a ocorrência destes em outros órgãos de *B. rubescens*, como folhas e raízes.

12.5 CONCLUSÃO

Brosimum rubescens não apresentou efeitos alelopáticos sobre as espécies estudadas e sua monodominância parece não estar associada a alelopatia. Alguns efeitos inibidores de germinação e crescimento registrados nas plantas estudadas parecem estar relacionados a outros fatores que não a alelopatia. Entretanto, estudos mais detalhados são necessários para avaliar se realmente ocorre algum efeito tóxico decorrente da elevada concentração de manganês nas folhas de *B. rubescens*.

CAPÍTULO 13. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A floresta monodominante de *Brosimum rubescens* foi descrita pela primeira vez por Felfili *et al.* (1986), com publicação mais detalhada feita por Felfili *et al.* (1998). A partir deste, outros estudos foram desenvolvidos nesta comunidade, enfatizando a estrutura, composição florística, solos, nutrição foliar e etnobotânica (Marimon & Felfili 1997, 2000, 2001, Marimon 1998, Marimon *et al.* 2001a, b). Esta peculiar floresta ainda encontra-se ameaçada, tanto pelo avanço da fronteira agrícola, que sempre resulta em um aumento de áreas desmatadas, quanto pelo interesse econômico na madeira de diversas espécies que compõem esta comunidade, em especial *Brosimum rubescens*, tradicionalmente utilizada pela comunidade indígena Xavante e intensivamente explorada por madeireiros (Marimon 1998, Marimon & Felfili 2001).

A região de ocorrência desta floresta monodominante foi incluída entre as “áreas prioritárias para a conservação” e recomendada como de importância biológica extremamente alta (MMA 2002). Deste modo, conhecer plenamente a estrutura e a dinâmica desta floresta é uma medida tão urgente quanto empenhar esforços para recomendar e sugerir a criação de unidades de conservação que abranjam uma extensa área de floresta monodominante de *B. rubescens*. Desde o início dos anos 70, quando os primeiros colonos sulistas ocuparam a região leste do estado de Mato Grosso para implantar monoculturas extensivas (PRODIAT 1984), os recursos naturais da região têm sofrido uma acentuada redução e descaracterização. Além disso, o fato das manchas desta floresta monodominante se concentrarem na zona de ecótono entre a Amazônia e o Cerrado torna absolutamente urgente quaisquer iniciativas conservacionistas e práticas de manejo.

13.1 ESTRUTURA E DINÂMICA DA POPULAÇÃO DE *B. RUBESCENS*

A população de *B. rubescens* apresentou redução na densidade e aumento na dominância ao longo do tempo, o que corresponderia a um processo de maturação. Por outro lado, os padrões de distribuição diamétrica, área basal e alturas da comunidade e suas principais espécies sugerem certa instabilidade, com mudanças estruturais que poderão

afetar principalmente a espécie monodominante, levando a uma diminuição de sua dominância.

Sob condições naturais, a floresta de *B. rubescens* apresentou um padrão de regeneração episódico. Somado a isto, a formação de um maciço banco de plântulas no sub-bosque da floresta pode representar uma vantagem na regeneração da espécie em condições de pré-abertura de clareiras.

O desenvolvimento das plântulas de *B. rubescens* sob diferentes condições de sombreamento artificial (viveiro) e natural (sub-bosque e clareira) esteve de acordo com o padrão esperado para uma espécie heliófila cujas plântulas são persistentes. No passado, condições de maior luminosidade permitiram que esta espécie se tornasse dominante e atualmente, apesar do sombreamento no sub-bosque, a plasticidade característica da espécie permite que as plântulas persistam com reduzidas taxas de crescimento até a abertura de uma nova clareira. Um maior crescimento registrado em indivíduos adultos que cresceram em uma área desbastada também comprova o caráter heliófilo da espécie. Em um processo de recuperação de áreas degradadas, a melhor fase para a introdução das mudas seria na condição de clareiras de pequeno e médio porte, ao passo que a remoção total do dossel da floresta (extensas áreas desmatadas) seria uma condição prejudicial para o crescimento desta espécie.

Considerando-se as mudanças estruturais observadas na população da espécie monodominante ao longo dos anos (aumento da dominância), a presença de um maciço banco de plântulas persistentes no sub-bosque da floresta, a confirmação de sua plasticidade aos diferentes ambientes de luminosidade, o aumento da taxa de incremento para os indivíduos que cresceram em uma área desbastada, um padrão de distribuição unimodal dos diâmetros e da área basal e a sugestão de um diâmetro mínimo de corte entre 30 e 40cm, constata-se um potencial para manejo sustentado desta espécie.

13.2 A MONODOMINÂNCIA DE *B. RUBESCENS*

Analisando-se conjuntamente todos os objetivos propostos no presente estudo, conclui-se que não há apenas um mecanismo ecológico responsável pela monodominância de *B. rubescens* e sim diversas condições e mecanismos atuando em conjunto, como já foi sugerido para outras florestas monodominantes (Hart *et al.* 1989, Nascimento 1994, Torti *et al.* 1989).

A maior produção de serapilheira na floresta monodominante pode modificar as condições no sub-bosque de tal modo a formar uma barreira física para sementes pequenas e/ou apresentar uma possível toxidez por Mn, o que determinaria uma vantagem competitiva das plântulas de *B. rubescens* sobre as demais espécies.

As sementes grandes de *B. rubescens*, produzidas maciçamente no auge da estação seca, com posterior formação de um extenso banco de plântulas, são provavelmente fatores decisivos na manutenção da monodominância desta espécie. É necessário, também, considerar que as sementes desta espécie apresentam uma dispersão restrita às proximidades da planta-mãe e este padrão, que pode estar contribuindo para a manutenção da monodominância, esteve de acordo com o que foi observado por Hart (1990), que registrou uma dispersão deficiente em espécies monodominantes.

Alguns mecanismos que caracterizam florestas monodominantes propostos por Torti *et al.* (2001) foram confirmados na floresta de *B. rubescens*, sendo eles a frutificação maciça, concentração das sementes nas proximidades da planta-mãe, sementes grandes, maior produção de serapilheira e dossel uniforme. Outros mecanismos propostos por aqueles autores foram descartados para a floresta de *B. rubescens*, como a associação das raízes com ectomicorrizas, dossel profundo (ambiente muito sombreado) e menores danos nas plântulas causados por herbívoros. Alelopatia também não pareceu exercer influência na monodominância desta espécie.

A floresta monodominante de *B. rubescens* apresentou menor diversidade de espécies do que a floresta mista adjacente. A densidade de indivíduos foi similar entre ambas, mas a floresta monodominante apresentou maior área basal, sugerindo maior capacidade de aproveitamento dos recursos do ambiente. Os solos destas florestas foram pobres em nutrientes, sendo que a floresta mista apresentou maiores níveis de Ca e Mg. Os elevados níveis de Fe e a alta relação Mg/Ca no solo da floresta monodominante, bem como a elevada concentração de Mn nas folhas de *B. rubescens*, com possível reflexo na serapilheira, podem ser fatores que contribuem com a monodominância desta espécie.

No presente estudo, a plasticidade da espécie a diferentes níveis de luminosidade está sendo proposta como uma nova característica que pode favorecer a monodominância. Este comportamento fornece vantagens competitivas à espécie, permitindo que ela persista muito tempo no sub-bosque da floresta (sob reduzida luminosidade) até o momento em que ocorra a abertura de uma clareira e, então, venha a crescer rapidamente, mantendo a ocupação predominante da floresta.

Assim, as características do sub-bosque da floresta monodominante (grande produção de serapilheira com possíveis níveis tóxicos de Mn), as características morfológicas das sementes e plântulas de *B. rubescens*, a frutificação maciça, a formação de bancos de plântulas nas proximidades da árvore-mãe, a elevada plasticidade às diferentes condições de luminosidade, bem como as características edáficas, especialmente a alta relação Mg/Ca, podem representar um conjunto de vantagens competitivas na manutenção da monodominância desta espécie.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBOTT, L. K. & ROBSON, A. D. 1991. Factors influencing the occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhizas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 35: 121-150.
- ABRAMS, M. D. & KUBISKE, M. E. 1990. Leaf structural characteristics of 31 hardwood and conifer tree species in central Wisconsin: influence of light regime and shade-tolerance rank. *Forest Ecology and Management* 31:245-253.
- ACKERLY, D. D., THOMAS, W. W., FERREIRA, C. A. C. & PIRANI, J. R. 1989. The forest-cerrado transition zone in southern Amazonia: results of the 1985 Projeto Flora Amazônica expedition to Mato Grosso. *Brittonia* 41: 113-128.
- ADÁMOLI, J., MACEDO, J., AZEVEDO, L. G., NETTO, J. M. 1986. Caracterização da região dos cerrados. In *Solos dos Cerrados* (W. Goedert, ed.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina-DF, p. 33-73.
- AGYEMAN, V. K., SWAINE, M. D. & THOMPSON, J. 1999. Responses of tropical forest tree seedlings to irradiance and the derivation of a light response index. *Journal of Ecology* 87:815-827.
- ALDER, D. 1992. Simple methods for calculating minimum diameter and sustainable yield in mixed tropical forest. In *Wise Management of Tropical Forests* (F. R. Miller & K. L. Adams, eds.). Proceedings of the Oxford Conference on Tropical Forests, Oxford Forestry Institute, Oxford, p. 189-200.
- ALLEN, S. E., GRIMSHAW, H. M., PARKINSON, J. A. & QUARMBY, C. 1974. *Chemical analysis of ecological materials*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, 564 p.
- ALLMEN, C., MORELLATO, P. C. & PIZO, M. A. 2001. Seed predation under high seed density condition: the palm *Euterpe edulis* in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Tropical Ecology* 20: 471-474.
- ALVARENGA, A. A., CASTRO, E. M., LIMA-JÚNIOR, E. C. & MAGALHÃES, M. M. 2003. Effects of different light levels on the initial growth and photosynthesis of *Croton urucurana* Baill. in southeastern Brazil. *Revista Árvore* 27(1):53-57.
- ALVAREZ-BUYLLA, E. R., GARCÍA-BARRIOS, R., LARA-MORENO, C. & MARTÍNEZ-RAMOS. 1996. Demographic and genetic models in conservation biology: applications and perspectives for tropical rain forest tree species. *Annual Review of Ecology and Systematic* 27: 387-421.
- AMARAL, P., VERÍSSIMO, A., BARRETO, P. & VIDAL, E. 1998. *Bosque para Siempre: Un manual para la producción de madera en la Amazonia*. IMAZON, Belém-PA, 162 p.
- ANGULO-SANDOVAL, P. & AIDE, T. M. 2000. Leaf phenology and leaf damage of saplings in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Biotropica* 32(3): 415-422.
- ARAÚJO, G. M. & HARIDASAN, M. 1988. A comparison of the nutrient status of two forests on dystrophic and mesotrophic soils in the cerrado region of central Brazil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 19: 1075-1089.
- ARAÚJO, G. M., GUIMARÃES, A. J. M. & NAKAJIMA, J. N. 1997. Fitossociologia de um remanescente de mata mesófila semidecídua urbana, Bosque John Kennedy, Araguari, MG, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 20(1): 67-77.
- ASKEW, G. P., MOFFATT, D. J., MONTGOMERY, R. F. & SEARL, P. L. 1971. Soils and soil moisture as factors influencing the distribution of the vegetation formations of the Serra do Roncador, Mato Grosso. In *III Simpósio sobre o Cerrado* (M. G. Ferri, coord.). Edgard Blücher, São Paulo-SP, p. 150-160.

- AUGSPURGER, C. K. 1984. Light requirements of neotropical tree seedlings: a comparative study of growth and survival. *Journal of Ecology* 72:777-795.
- BACH, C. E. 1980. Effect of plant diversity and time of colonization on an herbivore-plant interaction. *Oecologia* 44: 319-326.
- BAIDER, C., TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. O banco de sementes de um trecho de floresta atlântica montana (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 59(2): 319-328.
- BALSLEV, H., LUTEYN, J., OLLGAARD, B. & HOLM-NIELSEN, L. B. 1987. Composition and structure of adjacent unflooded and floodplain forest in Amazonian Ecuador. *Opera Botanica* 92: 37-57.
- BARRETO, P. & UHL, C. O. 1993. O potencial de produção sustentável da madeira em Paragominas-Pará na Amazônia Oriental. Considerações ecológicas e econômicas. In I Congresso Florestal Pan-Americano e VII Congresso Florestal Brasileiro, Anais, Curitiba, SBS/SBEF, p. 387-392.
- BARROSO, G. M., MORIM, M. P., PEIXOTO, A. L. & ICHASO, C. L. F. 1999. Frutos e Sementes. Ed.UFV, Viçosa-MG, 443 p.
- BARTHOLOMEW, B. 1970. Bare zone between California shrub and grassland communities: the role of animals. *Science* 170: 1210-1212.
- BAZZAZ, F. A. 1991. Regeneration of tropical forests: physiological responses of pioneer and secondary species. In *Rain Forest Regeneration and Management* (A. Gomez-Pompa, T. C. Whitmore & M. Hadley, eds.). UNESCO/Parthenon, Paris/Carnforth, p. 91-118.
- BAZZAZ, F. A. & CARLSON, R. W. 1982. Photosynthetic acclimation to variability in the light environment of early and late successional plants. *Oecologia* 54:313-316.
- BAZZAZ, F. A. & PICKETT, S. T. A. 1980. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11:287-310.
- BEARD, J. S. 1946. The Mora forest of Trinidad, British West Indies. *Journal of Ecology* 33: 173-192.
- BENSON, W. W. 1978. Resource partitioning in passion vine butterflies. *Evolution* 32: 493-518.
- BENSON, W. W., BROWN, K. S. & GILBERT, L. E. 1976. Coevolution of plants and herbivores: passion flower butterflies. *Evolution* 29: 659-680.
- BÉREAU, M., GAZEL, M. & GARBAYE, J. 1997. Lês symbioses mycorhiziennes dès arbres de la forêt tropicale humide de Guyane française. *Canadian Journal of Botany* 75: 711-716.
- BERG, C. C. 1972. Olmedieae - Brosimeae (Moraceae). *Flora Neotropica Monograph* 7: 161-209.
- BLUM, U. 1996. The use of plant-microbe-soil model system for characterizing allelopathic interactions involving mixtures of phenolic acids and/or other compounds. *Journal of Nematology* 28: 259-267.
- BONGERS, F., POPMA, J., MEAVE DEL CASTILLO, J. & CARABIAS, J. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, México. *Vegetatio* 74: 55-80.
- BOOM, B. M. 1986. A forest inventory in Amazonian Bolivia. *Biotropica* 18: 287-294.
- BOUCHER, D. H. 1981. Seed predation by mammals and forest dominance by *Quercus oleoides*, a tropical lowland oak. *Oecologia* 49: 409-414.
- BRAZ-FILHO, R., MAGALHÃES, A. F. & GOTTLIEB, O. R. 1972. Coumarins from *Brosimum rubescens*. *Phytochemistry* 11: 3307.
- BROKAW, N. V. L. 1982. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica* 14(2):158-160.

- BROKAW, N. V. L. & BUSING, R. T. 2000. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. *Trends in Ecology and Evolution* 15(5): 183-188
- BROWER, J. E. & ZAR, J. H. 1977. *Field and laboratory methods for general ecology*. W. C. Brown Co. Pub., Iowa.
- BROWN, B. J. & EWEL, J. J. 1987. Herbivory in complex and simple tropical successional ecosystems. *Ecology* 68: 108-116.
- BROWN, N. D. & WHITMORE, T. C. 1992. Do dipterocarp seedlings really partition tropical rain forest gaps? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 335:369-378.
- BROWN, S. & IVERSON, L. R. 1992. Biomass estimates for tropical forests. *World Resources Review* 4: 366-384.
- BURKEY, T. V. 1994. Tropical tree species diversity: a test of the Janzen-Connell model. *Oecologia* 97: 533-540.
- CAMARGO, A. P. 1963. Clima do Cerrado. In *Simpósio sobre o cerrado* (M. G. Ferri Coord.). EdUSP, São Paulo, p. 75-95.
- CAMPBELL, D. G., DOUGLAS, C. D., PRANCE, G. T. & MACIEL, U. N. 1986. Quantitative ecological inventory of Terra Firme and Várzea tropical forest on the Rio Xingu, Brazilian Amazon. *Brittonia* 38(4): 369-393.
- CAMPOS, J. B. & SOUZA, M. C. 2003. Potential for natural forest regeneration from seed bank in an upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 46(4): 625-639.
- CANHAM, C. D. 1988. Growth and canopy architecture of shade-tolerant trees: the response to canopy gaps. *Ecology* 69:786-795.
- CARRIÈRE, S. M., ANDRÉ, M., LETOURMY, P., OLIVIER, I. & McKEY, D. B. 2002. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural system in southern Cameroon. *Journal of Tropical Ecology* 18: 353-374.
- CARVALHO, D. A., OLIVEIRA-FILHO, A. T., VILELA, E. A. & GAVILANES, M. L. 1995. Estrutura fitossociológica de mata ripária do alto Rio Grande (Bom Sucesso, estado de Minas Gerais). *Revista Brasileira de Botânica* 18(1): 39-49.
- CARVALHO, J. O. P. 1992. Structure and dynamics of a logged over Brazilian Amazonian rainforest. PhD Thesis, University of Oxford, Oxford.
- CHAGAS, R. K., OLIVEIRA-FILHO, A. T., VAN DEN BERG, E. & SCOLFORO, J. R. S. 2001. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais. *Revista Árvore* 25(1): 39-57.
- CHAPIN, F. S., 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: 233-260.
- CHAPIN, F. S., VITOUSEK, P. M. & VAN CLEVE, K. 1986. The nature of nutrient limitations in plant communities. *The American Naturalist* 127: 48-58.
- CHAPMAN, C. A. & CHAPMAN, L. J. 1990. Density and growth rate of some tropical dry forest trees: comparisons between successional forest types. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 117: 226-231.
- CHAPMAN, C. A. & CHAPMAN, L. J. 1996. Frugivory and the fate of dispersed and non-dispersed seeds of six African tree species. *Journal of Tropical Ecology* 12: 491-504.
- CHAZDON, R. L. & FETCHER, N. 1984. Photosynthetic light environments in a lowland tropical rain forest in Costa Rica. *Journal of Ecology* 72: 553-564.
- CHAZDON, R. L. & PEARCY, R. W. 1986. Photosynthetic responses to light variation in rainforest species. I. Induction under constant and fluctuating light conditions. *Oecologia* 69:517-523.

- CHEN, H. Y. H. & KLINKA, K. 1998. Survival, growth, and allometry of planted *Larix occidentalis* seedlings in relation to light availability. *Forest Ecology and Management* 106:169-179.
- CHIARELLO, N. R., MOONEY, H. A. & WILLIAMS, K. 1991. Growth carbon allocation and cost of plant tissues. In *Plant Physiological ecology* (R. W. Pearcy, J. Ehleringer, H. A. Mooney & P. W. Rundel, eds.). Chapman & Hall, London, p. 327-366.
- CHOU, C. H. 1999. Roles of allelopathy in plant biodiversity and sustainable agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* 18(5): 609-636.
- CHUNG, I. M., AHN, J. K. & YUN, S. J. 2001. Assessment of allelopathic potential of barnyard grass (*Echinochloa crus-galli*) on rice (*Oryza sativa* L.) cultivars. *Crop Protection* 20: 921-928.
- CLARK, C. J. & POULSEN, J. R. 2001. The role of arboreal seed dispersal groups on the seed rain of a lowland tropical forest. *Biotropica* 33(4): 606-620.
- CLARK, D. A. & CLARK, D. B. 1987. Análisis de la regeneración de árboles del dosel en bosque muy húmedo tropical: aspectos teóricos y prácticos. *Revista de Biología Tropical* 35(supl. 1): 41-54.
- CLARK, D. A. & CLARK, D. B. 1991. The impact of physical damage on canopy tree regeneration in a tropical rain forest. *Journal of Ecology* 79: 447-458.
- CLARK, D. A. & CLARK, D. B. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Monographs* 62(3): 315-344.
- CLARK, D. B. & CLARK, D. A. 1989. The role of physical damage in the seedling mortality regime of a neotropical rain forest. *Oikos* 55: 225-230.
- 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.
- CLARKSON, D. T. 1985. Factors affecting mineral nutrient acquisition by plants. *Annual Review of Plant Physiology* 36: 77-115.
- CLARKSON, D. T. 1988. The uptake and retranslocation of manganese by plants roots. In *Manganese in soils and plants* (R. D. Graham, R. J. Hannam & N. C. Uren, eds.). Dordrecht, Kluwer Academic Pub., p. 101-111.
- CLAUSSEN, J. W. 1996. Acclimation abilities of three tropical rainforest seedlings to an increase in light intensity. *Forest Ecology and Management* 80:245-255.
- COCHRANE, T. T. 1989. Chemical properties of native savanna and forest soils in Central Brazil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 139-141.
- COCHRANE, T. T., SÁNCHEZ, L. G. de A., PORRAS, J. A. & GARVER, C. L. 1985. *Land in Tropical America*. V.3. CIAT/EMBRAPA-CPAC, Cali, Colombia. 147 p.
- COLEY, P. D. 1980. Effects of leaf age and plant life history patterns on herbivory. *Nature* 284: 545-546.
- COLEY, P. D. 1983a. Herbivory and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest. *Ecological Monographs* 53(2): 209-233.
- COLEY, P. D. 1983b. Intraspecific variation in herbivory on two tropical tree species. *Ecology* 64(3): 426-433.
- COLEY, P. D. & BARONE, J. A. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 305-335.
- COLEY, P. D., BRYANT, J. & CHAPIN, F. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230: 895-899.
- CONDIT, R., HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1993. Identifying fast-growing native trees from the neotropics using data from a large, permanent census plot. *Forest Ecology and Management* 62: 123-143.

- CONDIT, R., HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs* 65(4): 419-439.
- CONDIT, R., SUKUMAR, R., HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1998. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. *The American Naturalist* 152(4): 495-509.
- CONNELL, J. H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In *Dynamics of populations* (P. J. Boer & G. R. Gradwell, eds.). Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, p. 298-312.
- CONNELL, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1309.
- CONNELL, J. H. & LOWMAN, M. D. 1989. Low-diversity tropical rain forests: some possible mechanisms for their existence. *The American Naturalist* 134:88-119.
- CONNELL, J. H., TRACEY, J. G. & WEBB, L. J. 1984. Compensatory recruitment, growth and mortality as factors maintaining rain forest diversity. *Ecological Monographs* 54: 141-164.
- CORREIA, C. R. M. A. 2002. Microbiota e o comportamento de espécies arbóreas nativas em diferentes solos de cerrado. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília-DF.
- CORREIA, J. R., HARIDASAN, M., REATTO, A., MARTINS, E. S. & WALTER, B. M. T. 2001. Influência de fatores edáficos na distribuição de espécies arbóreas em Mata de Galeria na região do Cerrado: uma revisão. In *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria* (J. F. Ribeiro, C. E. L. Fonseca & J. C. Sousa-Silva, eds.). Embrapa/MMA/Min. Agr. Pec. Abast., Brasília, p. 51-76.
- CRONQUIST, A. 1988. The evolution and classification of flowering plants. 2nd ed. The New York Botanical Garden, New York. 555 p.
- CUBIÑA, A. & AIDE, M. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica* 33(2): 260-267.
- CURTIS, J. T. & McINTOSH, R. P. 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology* 31(3): 434-455.
- CURTIS, J. T. & McINTOSH, R. P. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32(3): 476-496.
- DAVIES, A. G. 1987. The Gola Forest Reserves: wildlife conservation and forest management. IUCN, World Conservation Union, Gland., Switzerland. 126 p.
- DAVIS, T. A. W. & RICHARDS, P. W. 1934. The vegetation of Moraballi Creek, British Guiana: an ecological study of a limited area of tropical rain forest. Part II. *Journal of Ecology* 22: 106-155.
- DE GRAAF, N. R. 1986. A Silvicultural System for Natural Regeneration of Tropical Rain Forest in Suriname. Wagenigen Agricultural University, 250 p.
- DE VOGEL, E. F. 1980. Seedlings of dicotyledons – structure, development, types, descriptions of 150 woody Malesian taxa. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.
- DELITTI, W. B. C. 1989. Ciclagem de nutrientes em matas ciliares. In *Simpósio sobre Mata Ciliar* (L. M. Barbosa, coord.). Fundação Cargill, Campinas-SP, p. 25-42.
- DELITTI, W. B. C. & BURGER, D. M. 2000. Carbon and mineral nutrient pools in a gallery forest at Mogi Guaçu River, Southeast Brazil. *Annals of Forest Science* 57: 39-47.
- DENSLOW, J. S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica* 12(2): 47-55.

- DENSLOW, J. S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review in Ecology and Systematics* 18: 431-451.
- DENSLOW, J. S., ELLISON, A. M. & SANFORD, R. E. 1998. Treefall gap size effects on above- and below-ground processes in a tropical wet forest. *Journal of Ecology* 86: 597-609.
- DENSLOW, J. S. & GOMEZ-DIAZ, A. E. 1990. Seed rain to tree-fall gaps in a neotropical rain forest. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 642-648.
- DENSLOW, J. S., SCHULTZ, J. C., VITOUSEK, P. M. & STRAIN, B. R. 1990. Growth responses of tropical shrubs to treefall gap environments. *Ecology* 71:165-179.
- DUKE, J. A. 1965. Keys for identification of seedlings of some prominent woody species in eight forest types in Puerto Rico. *Annals of the Missouri Botanical garden* 52(3): 314-350.
- DUKE, J. A. 1969. On tropical tree seedlings I. Seeds, seedlings, systems, and systematics. *Annals of the Missouri Botanical garden* 56(2): 125-161.
- EINHELLIG, F. A. 1996. Interactions involving allelopathy in cropping systems. *Agronomy Journal* 88: 886-893.
- EITEN, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review* 38: 201-341.
- EITEN, G. 1975. The vegetation of the Serra do Roncador. *Biotropica* 7(2): 112-135.
- ELLSWORTH, D. S. & REICH, P. B. 1996. Photosynthesis and leaf nitrogen in five Amazonian tree species during early secondary succession. *Ecology* 77(2):581-594.
- EMBRAPA. 1999. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Embrapa Informática Agropecuária/Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, Brasília-DF, 370 p.
- EMGOPA. 1988. Recomendações de corretivos e fertilizantes para Goiás. 5ª aproximação. UFV/EMGOPA, Goiânia-GO.
- FACELLI, J. M. & PICKETT, S. T. A. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *The Botanical Review* 57: 1-32.
- FAGG, C. W. 2001. Influência da fertilidade do solo e níveis de sombreamento no desenvolvimento inicial de espécies nativas de *Acacia* e sua distribuição no cerrado. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília-DF.
- FELFILI, J. M. 1993. Structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. PhD Thesis, Department of Plant Sciences, Oxford Forestry Institute, University of Oxford, Oxford, UK.
- FELFILI, J. M. 1994. Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream in Brasília, DF, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 17(1): 1-11.
- FELFILI, J. M. 1995a. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology* 11: 67-83.
- FELFILI, J. M. 1995b. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Vegetatio* 117: 1-15.
- FELFILI, J. M. 1997a. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Revista Brasileira de Botânica* 20(2): 155-162.
- FELFILI, J. M. 1997b. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Forest Ecology and Management* 91: 235-245.
- 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., ARAÚJO, F. D. & MACHADO, J. W. B. 1986. Inventário florestal preliminar na região de Nova Xavantina-MT. Resumos XXXVII Congresso Nacional de Botânica, Ouro Preto-MG.
- FELFILI, J. M., FRANCO, A. C., FAGG, C. W. & SOUSA-SILVA, J. C. 2001. Desenvolvimento inicial de espécies de mata de galeria. In Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria (J. F. Ribeiro, C. E. L. Fonseca & J. C. Sousa-Silva, eds.). Embrapa/MMA/Min. Agr. Pec. Abast., Brasília, p. 779-811.
- FELFILI, J. M., HILGBERT, L. F., FRANCO, A. C., SOUZA-SILVA, J. C., RESENDE, A. V. & NOGUEIRA, M. V. P. 1999. Comportamento de plântulas de *Sclerolobium paniculatum* Vog. var. *rubiginosum* (Tul.) Benth. sob diferentes níveis de sombreamento, em viveiro. Revista Brasileira de Botânica 22(2):297-301.
- FELFILI, J. M., MENDONÇA, R. C., WALTER, B. M. T., SILVA-JÚNIOR, M. C. NÓBREGA, M. G. G., FAGG, C. W., SEVILHA, A. C. & SILVA, M. A. 2001. Flora fanerogâmica das matas de galeria e ciliares do Brasil Central. In Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria (J. F. Ribeiro, C. E. L. da Fonseca & J. C. Sousa-Silva, eds.). Embrapa-Cerrados, p. 195-263.
- FELFILI, J. M., REZENDE, A. V., SILVA-JÚNIOR, M. C. & SILVA, M. A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. Journal of Tropical Ecology 16: 579-590.
- FELFILI, J. M. & SILVA JÚNIOR, M. C. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-DF. Acta Botanica Brasilica 2: 85-104.
- FELFILI, J. M., SILVA-JÚNIOR, M. C. & NOGUEIRA, P. E. 1998. Levantamento da vegetação arbórea na região de Nova Xavantina, MT. Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer 3: 63-81.
- FENNER, M. 1985. Seed ecology. Chapman & Hall, New York, USA.
- FENNER, M. 1987. Seedlings. New Phytologist 106(1): 35-47.
- FETCHER, N., STRAIN, B. R., OBERBAUER, S. F. 1983. Effects of light regime on the growth, leaf morphology, and water relations of seedlings of two species of tropical trees. Oecologia 58:314-319.
- FORDYCE, I. R., EAMUS, D. & DUFF, G. A. 2000. Episodic seedling growth in *Allosyncarpia ternate*, a lignotuberous, monsoon rainforest tree in northern Australia. Austral Ecology 25:25-35.
- FOSTER, R. B. 1985. The seasonal rhythm of fruitfall on Barro Colorado Island. In The Ecology of a Tropical Forest (E. G. Leigh, A. S. Rand & D. M. Windsor, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, DC, p. 151-172.
- FOSTER, S. A. 1986. On the adaptative value of large seeds for tropical moist forest trees: a review and synthesis. The Botanical Review 52: 260-299.
- FOSTER, S. A. & JANSON, C. H. 1985. The relationship between seed size and establishment conditions in tropical woody plants. Ecology 66: 773-780.
- FURLEY, P. A. & RATTER, J. A. 1988. Soil resources and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. Journal of Biogeography 15: 97-108.
- GALRÃO, E. N. 1986. Micronutrientes. In Solos dos Cerrados (W. Goedert, ed.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina-DF, p. 237-259.
- GANGE, A. C. & BROWN, V. K. 1989. Insect herbivory affects size variability in plant populations. Oikos 56: 351-356.
- 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. 1996. Functional morphology of tropical tree seedlings. In The ecology of tropical forest tree seedlings, Man & Biosphere Series – Vol. 18 (M. D. Swaine, ed.). UNESCO/Parthenon, Carnforth.
- GAUCH, H. G. 1972. Inorganic plant nutrition. Dowden, Hutchinson & Ross Inc., Pennsylvania, 488 p.
- GENTRY, A. H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15: 1-84.
- GENTRY, A. H. 1988. Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of America* 85: 156-159.
- GENTRY, A. H. & TERBORGH, J. 1990. Composition and dynamics of the Cosha Cashu 'mature' floodplain forest. In *Four Neotropical Rainforests* (A. H. Gentry, ed.). Yale University Press, New Haven, p. 542-564.
- GERSANI, M., BROWN, J. S., O'BRIEN, E. E., MAINA, G. M. & ABRAMSKY, Z. 2001. Tragedy of the commons as a result of root competition. *Journal of Ecology* 89: 660-669.
- GOLLEY, F. B., RICHARDSON, T. & CLEMENTS, R. G. 1978. Elemental concentration in tropical forests and soils of north western Colombia. *Biotropica* 10: 144-151.
- GOTTLIEB, O. R., SILVA, M. L. & MAIA, J. G. S. 1972. Distribution of coumarins in Amazonian *Brosimum* species. *Phytochemistry* 11: 3479.
- GOUVEIA, G. P. & FELFILI, J. M. 1998. Fenologia de comunidades de Mata de Galeria e de Cerrado no Distrito Federal. *Revista Árvore* 22(4): 443-450.
- GREEN, J. J. & NEWBERY, D. M. 2001. Light and seed size affect establishment of grove-forming ectomycorrhizal rain forest tree species. *New Phytologist* 151: 271-289.
- GREEN, J. J. & NEWBERY, D. M. 2002. Reproductive investment and seedling survival of the mast-fruiting rain forest tree, *Microberlinia bisulcata* A. chev. *Plant Ecology* 162: 169-183.
- GRIME, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* 111: 1169-1194.
- GRIME, J. P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons, Chichester, UK
- GROMBONE-GUARATINI, 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.
- GROSS, N. D., TORTI, S. D., FEENER-JR, D. H. & COLEY, P. D. 2000. Monodominance in an African Rain Forest: Is reduced herbivory important? *Biotropica* 32(3): 430-439.
- GRUBB, P. J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review* 52: 107-145.
- HALLÉ, F., OLDEMAN, R. A. A. & TOMLINSON, P. B. 1978. *Tropical Trees and Forests*. Springer-Verlag, Berlin, 483 p.
- HARCOMBE, P. A. 1987. Tree life tables. *Bioscience* 37: 557-568.
- HARIDASAN, M. 1992. Observations on soils, foliar nutrient concentrations and floristic composition of cerrado sensu stricto and cerradão communities in central Brazil. In *Nature and dynamics of forest-savanna boundaries* (P. A. Furley, J. Proctor & J. A. Ratter, eds.). Chapman & Hall, London, p. 171-184.
- HARLEY, J. L. & SMITH, S. E. 1983. *Mycorrhizal Symbiosis*. Academic Press, London.
- HARPER, J. L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press. London.

- HART, T. B. 1990. Monospecific dominance in tropical rain forests. *Trends in Ecology and Evolution* 5(1): 6-11.
- HART, T. B. 1995. Seed, seedling and sub-canopy survival in monodominant and mixed forests of the Ituri Forest, Africa. *Journal of Tropical Ecology* 11: 443-459.
- HART, T. B., HART, J. A. & MURPHY, P. G. 1989. Monodominant and species-rich forests of the humid tropics: causes for their co-occurrence. *The American Naturalist* 133(5): 613-633.
- HARTSHORN, G. S. 1990. An overview of neotropical forest dynamics. In *Four Neotropical Rainforests* (A. H. Gentry, ed.). Yale University Press, New Haven, p. 585-599.
- HENKEL, T. W. 2003. Monodominance in the ectomycorrhizal *Dicymbe corymbosa* (Caesalpiniaceae) from Guyana. *Journal of Tropical Ecology* 19: 417-437.
- HLADIK, A. & MIQUEL, S. 1990. Seedling types and plant establishment in an African rain forest. In *Reproductive ecology of tropical forest plants* (K. S. Bawa & M. Hadley, eds.). UNESCO/Parthenon, p. 261-282.
- HODGE, A., ROBINSON, D. & FITTER, A. H. 2000. An arbuscular mycorrhizal inoculum enhances root proliferation in, but not nitrogen capture from, nutrient-rich patches in soil. *New Phytologist* 145: 575-584.
- HOFFMANN, W. & FRANCO, A. C. 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. *Journal of Ecology* 91:475-484.
- HOFFMANN, W. A. & POORTER, H. 2002. Avoiding bias in calculations of relative growth rate. *Annals of Botany* 80:37-42.
- HOFGAARD, A. 1993. Seed rain quantity and quality, 1984-1992, in a high altitude old-growth spruce forest, northern Sweden. *New Phytologist* 125: 635-640.
- HOLL, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31(2): 229-242.
- HOPKINS, M. S. & GRAHAM, A. W. 1983. The species composition of soil seed banks beneath lowland tropical rainforests in North Queensland, Australia. *Biotropica* 15: 90-99.
- HORN, H. S. 1966. Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. *The American Naturalist* 100: 419-424.
- HUBBELL, S. P. 1980. Seed predation and coexistence of tree species in tropical forests. *Oikos* 35: 214-229.
- HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1986. Canopy gaps and the dynamics of a tropical forest. In *Plant Ecology* (M. J. Crawley, ed.). Blackwell Scientific, Oxford, p. 77-96.
- HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1987. La estructura especial en gran escala de un bosque neotropical. *Revista de Biología Tropical* 35(1): 7-22.
- HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1990. Structure, dynamics and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. In *Four Neotropical Rainforests* (A. H. Gentry, ed.). Yale University Press, New Haven, p. 522-541.
- HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1992. Short-term dynamics of a neotropical forest: why ecological research matters to tropical conservation and management. *Oikos* 63: 48-61.
- HUBBELL, S. P., FOSTER, R. B., O'BRIEN, S. T., HARMS, K. E., CONDIT, R., WECHSLER, B., WRIGHT, S. & LAO, S. L. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical Forest. *Science* 283: 554-557.
- HUSTON, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* 113: 81-101.

- HUSTON, M. 1980. Soil nutrients and tree species richness in Costa Rican forests. *Journal of Biogeography* 7: 147-157.
- HUSTON, M. A. & De ANGELIS, D. L. 1994. Competition and coexistence: the effects of resource transport and supply rates. *The American Naturalist* 144: 954-977.
- HUTCHINGS, M. J. 1977. The structure of plant populations. In *Plant Ecology* (M. J. Crawley, ed.). Blackwell Science, Oxford, p. 325-358.
- IBARRA-MANRÍQUEZ, G., MARTINEZ-RAMOS, M. & OYAMA, K. 2001. Seedling functional types in a lowland rain forest in Mexico. *American Journal of Botany* 88(10): 1801-1812.
- IBGE. 1993. Mapa de Vegetação do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- IBGE. 2002. Árvores do Brasil Central. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 417 p.
- INDERJIT & CALLAWAY, R. M. 2003. Experimental designs for the study of allelopathy. *Plant and Soil* 256: 1-11.
- INDERJIT & DEL MORAL, R. 1997. Is separating resource competition from allelopathy realistic? *The Botanical review* 63(3): 221-230.
- INPE - Instituto de Pesquisas Espaciais. 2004. El Niño [on line]. Disponível na internet via WWW. URL: http://www.cptec.inpe.br/enos/Oque_el_nino.shtml. Arquivo capturado em 21 de dezembro de 2004.
- ISAACS, R., GILLMAN, M. P., JOHNSTON, M., MARSH, F. & WOOD, B. C. 1996. Size structure of a dominant neotropical forest tree species, *Dicymbe altsonii*, in Guyana and some factors reducing seedling leaf area. *Journal of Tropical Ecology* 12: 599-606.
- IVANAUSKAS, N. M., MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R. R. 2004. Estrutura de um trecho de floresta Amazônica na bacia do alto rio Xingu. *Acta Amazonica* 34(2): 275-299.
- JACKSON, J. F. 1981. Seed size as a correlate of temporal and spatial patterns of seed fall in a neotropical forest. *Biotropica* 13(2): 121-130.
- JANOS, D. P. 1983. Tropical mycorrhizas, nutrient cycles and plant growth. In *Tropical rain forest: ecology and management* (S. L. Sutton, T. C. Whitmore & A. C. Chadwick, eds.). Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, p. 327-345.
- JANZEN, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist* 104: 501-528.
- JANZEN, D. H. 1974. Tropical blackwater rivers, animals, and mast fruiting by the Dipterocarpaceae. *Biotropica* 6: 69-103.
- JANZEN, D. H. 1977. Promising directions of study in tropical animal-plant interactions. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 64: 706-736.
- JEFFERSON, L. V. & PENNACCHIO, M. 2003. Allelopathic effects of foliage extracts from four Chenopodiaceae species on seed germination. *Journal of Arid Environments* 55: 275-285.
- JONES, J. B. & CASE, V. W. 1990. Sampling, handling, and analyzing plant tissue samples. In *Soil Testing and Plant Analysis* (Soil Society of America), SSSA Book Series, no. 3, p. 389-427.
- KEDDY, P. A. 1989. *Competition*. Chapman & Hall, London, UK.
- KELLMAN, M., TACKABERRY, R. & RIGG, L. 1998. Structure and function in two tropical gallery forest communities: implications for forest conservation in fragmented systems. *Journal of Applied Ecology* 35: 195-206.

- KENNARD, D. K., GOULD, K., PUTZ, F. E., FREDERICKSEN, T. S. & MORALES, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162:197-208.
- KENT, M. & COKER, P. 1992. *Vegetation description and analysis; a practical approach*. Bealhaven Press, London, 363 p.
- KIAMA, D. & KIYIAPI, J. 2001. Shade tolerance and regeneration of some tree species of a tropical rain forest in Western Kenya. *Plant Ecology* 156: 183-191.
- KITAJIMA, K. 1992. Relationship between photosynthesis and thickness of cotyledons for tropical tree species. *Functional Ecology* 6: 582-589.
- KNIGHT, D. H. 1975. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs* 45: 259-284.
- KORNING, J. & BALSLEV, H. 1994. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* 10: 151-166.
- KOSKE, R. E. & GEMMA, J. N. 1989. A modified procedure for staining roots to detect VA mycorrhizas. *Mycological Research* 92: 486-505.
- KURSAR, T. A. & COLEY, P. D. 1991. Nitrogen content and expansion rate of young leaves of rain forest species: implications for herbivory. *Biotropica* 23(2): 141-150.
- LAMBERS, H. & POORTER, H. 1992. Inherent variation in growth rate between higher plants: a search for physiological causes and ecological consequences. *Advances in Ecological Research* 23:187-261.
- LAMPRECHT, H. 1972. Einige strukturmerkmale natürlicher Tropenwaldtypen und ihren waldbauliche bedeutung. *Forstwissenschaften Zentralblatt* 91: 270-277.
- LANG, G. E. & KNIGHT, D. H. 1983. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. *Ecology* 64(5): 1075-1080.
- LANGENHEIM, J. H., OSMOND, C. B., BROOKS, A. & FERRAR, P. J. 1984. Photosynthetic responses to light in seedlings of selected Amazonian and Australian rainforest tree species. *Oecologia* 63:215-224.
- LAURANCE, W. F., NASCIMENTO, H. E. M., LAURANCE, S. G., CONDIT, R., D'ANGELO, S. & ANDRADE, A. 2004. Inferred longevity of Amazonian rainforest trees based on a long-term demographic study. *Forest Ecology and Management* 190: 131-143.
- LEVEY, D. J. 1987. Seed size and fruit-handling techniques of avian frugivores. *The American Naturalist* 129: 471-485.
- LIEBERMAN, D., HARTSHORN, G. S., LIEBERMAN, M., PERALTA, R. 1990. Forest dynamics at La Selva Biological Station, 1969-1985. In *Four Neotropical Rainforests* (A. H. Gentry, ed.). Yale University Press, New Haven, p. 509-521.
- LIEBERMAN, D. & LIEBERMAN, M. 1985. Simulation of growth curves from periodic increment data. *Ecology* 66(2): 632-635.
- LIEBERMAN, D. & LIEBERMAN, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology* 3: 347-358.
- LIEBERMAN, D., LIEBERMAN, M., HARTSHORN, G. & PERALTA, R. 1985a. Growth rates and age-size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 1: 97-109.
- LIEBERMAN, D., LIEBERMAN, M., PERALTA, R. & HARTSHORN, S. 1985b. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *Journal of Ecology* 73: 915-924.
- LOACH, K. 1970. Shade tolerance in tree seedlings. *New Phytologist* 69:273-286.

- LOISELLE, B. A., RIBBENS, E. & VARGAS, O. 1996. Spatial and temporal variation of seed rain in a Tropical Lowland Wet Forest. *Biotropica* 28(1): 82-95.
- LOPES, A. S. 1984. Solos sob “cerrado”. 2. ed. POTAFOS, Piracicaba-SP, 154 p.
- LORENZI, H. 1992. Árvores Brasileiras, V. 1. Ed. Plantarum, Nova Odessa, 384 p.
- LORENZI, H. 1998. Árvores Brasileiras, V. 2. Ed. Plantarum, Nova Odessa, 352 p.
- LORIMER, C. G. 1980. Age structure and disturbance history of a southern Appalachian virgin forest. *Ecology* 61: 1169-1184.
- LORIMER, C. G., DAHIR, S. E. & NORDHEIM, E. V. 2001. Tree mortality rates and longevity in mature and old-growth hemlock-hardwood forests. *Journal of Ecology* 89: 960-971.
- LORTIE, C. J. & AARSSSEN, L. W. 1996. The specialization hypothesis for phenotypic plasticity in plants. *International Journal of Plant Sciences* 157:484-487.
- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. E. 1988. Statistical ecology – a primer on methods and computing. J. Wiley & Sons, New York, 337 p.
- MAC ARTHUR, R. H. 1970. Species packing and competitive equilibrium for many species. *Theoretical Population Biology* 1: 1-11.
- MAC DOUGALL, A. & KELLMAN, M. 1992. The understorey light regime and patterns of tree seedlings in tropical riparian forest patches. *Journal of Biogeography* 19:667-675.
- MAGURRAN, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Croom Helm., London, 179 p.
- MAISELS, F. 2004. Defoliation of a monodominant rain-forest tree by a noctuid moth in Gabon. *Journal of Tropical Ecology* 20: 239-241.
- MALAVOLTA, E. 1976. Manual de Química Agrícola. Ed. Agronômica Ceres, São Paulo, 528 p.
- MANOKARAN, N. & KOCHUMMEN, K. M. 1987. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 3: 315-330.
- MARIMON, B. S. 1998. Estrutura, composição florística e etnobotânica de floresta monodominante no Vale do Araguaia - Mato Grosso. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília-DF, 216 p.
- MARIMON, B. S. & FELFILI, J. M. 1997. Structure of a monodominant forest of *Brosimum rubescens* Taub. in Nova Xavantina-MT, Brazil. In Proceedings of the International Symposium on Assessment and Monitoring of Forests in Tropical Dry Regions with Special Reference to Gallery Forests (J. I. Encinas & C. Leinn, eds.). Universidade de Brasília, Brasília, p. 215-230.
- MARIMON, B. S. & FELFILI, J. M. 1999. A floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e a comunidade Xavante da Reserva Areões, Água Boa-MT. *Terra das Águas* 1(2): 90-97.
- MARIMON, B. S. & FELFILI, J. M. 2000. Distribuição de diâmetros e alturas na floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. na Reserva Indígena Areões, Água Boa-MT, Brasil. *Revista Árvore* 24(2): 143-150.
- MARIMON, B. S. & FELFILI, J. M. 2001. Ethnobotanical comparison of “Pau Brasil” (*Brosimum rubescens* Taub.) forests in a Xavante Indian and a Non-Xavante community in eastern Mato Grosso state, Brazil. *Economic Botany* 55(4):555-569.
- MARIMON, B. S., FELFILI, J. M. & HARIDASAN, M. 2001a. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. *Edinburgh Journal of Botany* 58(1): 123-137.

- MARIMON, B. S., FELFILI, J. M. & HARIDASAN, M. 2001b. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: II. A forest in the Areões Xavante Indian Reserve. *Edinburgh Journal of Botany* 58(3):483-497.
- MARIMON, B. S., FELFILI, J. M. & LIMA, E. S. 2002. Floristics and phytosociology of the gallery forest of the Bacaba Stream, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 59(2): 303-318.
- MARIMON, B. S., FELFILI, J. M., LIMA, E. S. & RODRIGUES, A. J. 2001c. Distribuições de circunferências e alturas em três porções da mata de galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina-MT. *Revista Árvore* 25(3): 335-343.
- MARIMON, B. S. & LIMA, E. S. 2001. Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no pantanal dos Rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 15(2): 213-229.
- MARIMON, B. S., VARELLA, R. & MARIMON-JÚNIOR, B. H. 1998. Fitossociologia de uma área de cerrado de encosta em Nova Xavantina, Mato Grosso. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 3: 82-101.
- MARIMON-JÚNIOR, B. H. 2003. A influência da fertilidade do solo em um cerrado *sensu stricto* e um cerradão em Nova Xavantina-MT, Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília-DF, 71 p.
- MARQUES, M. C. M. & JOLY, C. A. 2000. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb. em floresta higrófila do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 23(1): 107-112.
- MARQUIS, R. J. 1984. Leaf herbivores decrease fitness of a tropical plant. *Science* 226: 537-539.
- MARTIJENA, N. E. & BULLOCK, S. H. 1994. Monospecific dominance of a tropical deciduous forest in México. *Journal of Biogeography* 21: 63-74.
- MARTINEZ-RAMOS, M. & ALVAREZ-BUYLLA, E. R. 1998. How old are tropical rain forest trees? *Trends in Plant Science* 3(10): 400-405.
- MARTÍNEZ-RAMOS, M., SARUKHÁN, J. & PIÑERO, D. 1987. The demography of tropical trees in the context of forest gap dynamics: the case of *Astrocaryum mexicanum* at Los Tuxtlas tropical rain forest. In *Plant Population Ecology* (A. J. Davy, M. J. Hutchings & A. R. Watkinson, eds.). Blackwell Scientific Publications, London., p. 293-313.
- MARTÍNEZ-RAMOS, M. & SOTO-CASTRO, A. 1993. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. *Vegetatio* 107/108: 299-318.
- MARTINS, F. R. 1991. Estrutura de uma Floresta Mesófila. Ed. UNICAMP, Campinas-SP, 246 p.
- MARX, D. H. 1972. Ectomycorrhizae as biological deterrents to pathogenic root infections. *Annual Review of Phytopathology* 10: 429-454.
- MAZZEI, L. J., REZENDE, A. V., FELFILI, J. M., FRANCO, A. C., SOUZA-SILVA, J. C., CORNACHIA, G. & SILVA, M. A. 1997. Comportamento de plântulas de *Ormosia stipularis* Ducke submetidas a diferentes níveis de sombreamento em viveiro. In *Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado* (L. L. Leite & C. H. Saito, eds.). Ed. UnB, Brasília, p. 64-70.
- McCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 1997. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 3.0. MjM Software Design, Glaneden Beach, Oregon.
- McDOUGALL, A. & KELLMAN, M. 1992. The understorey light regime and patterns of tree seedlings in tropical riparian forest patches. *Journal of Biogeography* 19: 667-675.

- MELO, M. G. G. & MENDONÇA, M. S. 2003. Análise morfológica de sementes, germinação e plântulas de caroba (*Jacaranda copaia* (Aubl.) Don.) (Bignoniaceae). Resumos LIV Congresso Nacional de Botânica, Belém-PA.
- MELLO, F. A. F., BRASIL-SOBRINHO, M. O. C., ARZOLLA, S., SILVEIRA, R. I., COBRA-NETTO, A. & KIEHL, J. C. 1985. Fertilidade do solo. 3ª ed. Nobel, 400 p.
- MESQUITA, R. C. G. 2000. Management of advanced regeneration in secondary forests of the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 130:131-140.
- METCALFE, D. J. & GRUBB, P. J. 1997. The responses to shade of seedlings of very small-seeded tree and shrub species from tropical rain forest in Singapore. *Functional Ecology* 11: 215-221.
- MEYER, H. A. 1952. Structure, growth and drain in balanced uneven-aged forests. *Journal of Forest* 50: 85-92.
- MILLIKEN, W. & RATTER, J. A. 1998. The vegetation of the Ilha de Maracá. In Maracá: The Biodiversity and Environment of an Amazonian Rainforest (W. Milliken & J. A. Ratter, eds.). John Wiley & Sons Ltd., p. 71-112.
- MIQUEL, S. 1987. Morphologie fonctionnelle de plantules d'espèces forestières du Gabon. *Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle*, 4e série, B, Adansonia 9: 101-121.
- MIRANDA, E. E. & COUTINHO, A. C. 2004. Brasil Visto do Espaço. Embrapa: Monitoramento por Satélite, Campinas-SP. Disponível em: <<http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em 8 de janeiro de 2005.
- MITCHEL, P. L. & WHITMORE, T. C. 1993. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in a Bornean tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 9: 131-151.
- MMA. 2002. Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade Brasileira; avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. MMA/SBF, Brasília-DF, 404 p.
- MOLOFSKY, J. & AUGSPURGER, C. K. 1992. The effect of leaf litter on early seedling establishment in a tropical forest. *Ecology* 73: 68-77.
- MONTGOMERY, R. A. & CHAZDON, R. L. 2002. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. *Oecologia* 131:165-174.
- MORELLATO, P. C. 1995. As estações do ano na floresta. In *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana – Reserva de Santa Genebra* (H. F. Leitão-Filho & L. P. Morellato, eds.). Ed. Unicamp, Campinas-SP, p. 37-41.
- MOSSE, B. 1973. Advances in the study of vesicular-arbuscular mycorrhiza. *Annual Review of Phytopathology* 11: 171-196.
- MULLER, C. H. 1966. The role of chemical inhibition (allelopathy) in vegetational composition. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 93(5): 332-351.
- MÜELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. J. Wiley & Sons, New York, 574p.
- MUNIZ, F. H., CESAR, O. & MONTEIRO, R. 1994. Fitossociologia da vegetação arbórea da reserva florestal do Sacavém, São Luís, Maranhão (Brasil). *Acta Amazonica* 24: 219-236.
- NASCIMENTO, A. R., FELFILI, J. M. & MEIRELLES, E. M. 2004. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de floresta decidual de encosta, Monte Alegre, GO, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 18(3): 659-669.
- NASCIMENTO, M. T. 1994. A monodominant rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil: Forest Structure and Dynamics. PhD Thesis, Department of Biological and Molecular Sciences, University of Stirling, Scotland, UK.

- NASCIMENTO, M. T. & CUNHA, C. N. 1989. Estrutura e composição florística de um Cambarazal no pantanal de Poconé-MT. *Acta Botanica Brasílica* 3: 3-23.
- NASCIMENTO, M. T. & JOSÉ, D. M. V. 1986. O Cambarazal no pantanal de Mato Grosso. *Boletim da Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza*. 21: 116-123.
- NASCIMENTO, M. T. & HAY, J. D. 1993. Intraspecific variation in herbivory on *Metrodorea pubescens* (Rutaceae) in two forest types in Central Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 53: 143-153.
- NASCIMENTO, M. T. & HAY, J. D. 1994. The impact of simulated folivory on juveniles of *Metrodorea pubescens* (Rutaceae) in a gallery forest near Brasília, Federal District, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 10: 611-620.
- NASCIMENTO, M. T. & PROCTOR, J. 1994. Insect defoliation of a monodominant Amazonian rainforest. *Journal of Tropical Ecology* 10: 633-636.
- NASCIMENTO, M. T. & PROCTOR, J. 1996. Seed attack by beetles and leaf-cutter ants on *Peltogyne gracilipes* Ducke (Caesalpiniaceae) on Maracá Island, Brazilian Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 12: 723-727.
- NASCIMENTO, M. T. & PROCTOR, J. 1997a. Population dynamics of five tree species in a monodominant *Peltogyne* forest and two other forest types on Maracá Island, Roraima, Brazil. *Forest Ecology and Management* 94: 115-128.
- NASCIMENTO, M. T. & PROCTOR, J. 1997b. Soil and plant changes across a monodominant rain forest boundary on Maracá Island, Roraima, Brazil. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6: 387-395.
- NASCIMENTO, M. T. & PROCTOR, J. 2001. Leaf herbivory on three tree species in a monodominant and two other Terra Firme forests on Maracá Island, Brazil. *Acta Amazonica* 31(1): 27-38.
- NASCIMENTO, M. T., PROCTOR, J. & VILLELA, D. M. 1997. Forest structure, floristic composition and soils of an Amazonian monodominant forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 54(1):1-38.
- NEWBERY, D. M., ALEXANDER, I. J., THOMAS, D. W. & GARTLAN, J. S. 1988. Ectomycorrhizal rain-forest legumes and soil phosphorus in Korup National Park, Cameroon. *New Phytologist* 109: 433-450.
- NEWBERY, D. M. & GARTLAN, J. S. 1996. Structural analysis of the rain forest at Korup and Douala Edea, Cameroon. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, B*. 104: 177-224.
- NEWBERY, D. M., VAN DER BURGT, M. & MORAVIE, M.-A. 2004. Structure and inferred dynamics of a large grove of *Microberlinia bisulcata* trees in central African rain forest: the possible role of periods of multiple disturbance events. *Journal of Tropical Ecology* 20: 131-143.
- NEWMAN, E. I. 1988. Mycorrhizal links between plants: their functioning and ecological significance. *Advances in Ecological Research* 18: 243-270.
- NEWMAN, E. I. & REDDELL, P. 1987. The distribution of mycorrhizas among families of vascular plants. *New Phytologist* 106: 745-751.
- NIELSEN, E. T., WALKER, J. F., MILLER, O. K., SEMONES, S. W., LEI, T. T. & CLINTON, B. D. 1999. Inhibition of seedling survival under *Rhododendron maximum* (Ericaceae): could allelopathy be a cause? *American Journal of Botany* 86(11): 1597-1605.

- NOGUEIRA, P. E. & HARIDASAN, M. 1997. Foliar nutrient concentration of tree species of four gallery forests in Central Brazil. In Proceedings of the International Symposium on Assessment and Monitoring of Forests in Tropical Dry Regions with Special Reference to Gallery Forests (J. I. Encinas & C. Leinn, eds.). Universidade de Brasília, Brasília, p. 309-322.
- OBERBAUER, S. F. & STRAIN, B. R. 1984. Photosynthesis and successional status of Costa Rican rain forest trees. *Photosynthesis Research* 5:227-232.
- OLIVEIRA, A. A. & MORI, S. A. 1999. A central Amazonian terra firme forest. I. High tree species richness on poor soils. *Biodiversity and Conservation* 8: 1219-1244.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. 1989. Composição florística e estrutura comunitária da floresta de galeria do Córrego da Paciência, Cuiabá (MT). *Acta Botanica Brasilica* 3: 91-112.
- 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 south-eastern Brazil *Edinburgh Journal of Botany* 58(1): 139-158.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., MELLO, J. M. & SCOLFORO, J. R. 1997. 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.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. & RATTER, J. A. 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany* 52(2): 141-194.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., SCOLFORO, J. R. & MELLO, J. M. 1994. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecídua montana em Lavras (MG). *Revista Brasileira de Botânica* 17(2): 159-174.
- PARKE, J. L., LINDERMAN, R. G. & BLACK, C. H. 1983. The role of ectomycorrhizas in drought tolerance of Douglas-fir seedlings. *New Phytologist* 95: 83-95.
- PARRISH, J. A. D. & BAZZAZ, F. A. 1982. Niche responses of early and late successional tree seedlings on three resource gradients. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 109(4):451-456.
- PAVAN, M. A. & BINGHAM, F. T. 1981. Toxidez de metais em plantas. I. Caracterização de toxidez de manganês em cafeeiros. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 16: 815-821.
- PEARCY, R. W. 1983. The light environment and growth of C3 and C4 tree species in the understorey of a Hawaiian forest. *Oecologia* 58: 19-25.
- PEARCY, R. W. 1987. Photosynthetic gas exchange responses of Australian tropical forest trees in canopy, gap and understory. *Functional Ecology* 1:169-178.
- PERALTA, R., HARTSHORN, G. S., LIEBERMAN, D. & LIEBERMAN, M. 1987. Reseña de estudios a largo plazo sobre composición florística y dinámica del bosque tropical en La Selva, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 35 (1): 23-39.
- PERRY, P. A., MARGOLIS, H., CHOQUETTE, C., MOLINA, R. & TRAPPE, J. M. 1989. Ectomycorrhizal mediation of competition between coniferous tree species. *New Phytologist* 112: 501-511.
- PETERS, H. A. 2003. Neighbour-regulated mortality: the influence of positive and negative density dependence on tree populations in species-rich tropical forests. *Ecology Letters* 6: 757-765.
- PHILIP, M. S. 1994. *Measuring trees and forests*. 2nd ed. University Press, Cambridge, UK.
- PHILLIPS, O. L. & GENTRY, A. H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263: 954-958.

- PINTO, J. R. R. 2002. Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. Tese de Doutorado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, 105 p.
- 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(1): 53-67.
- PIRES, J. M. 1957. Noções sobre ecologia e fitogeografia da Amazônia. *Norte Agrônomo* 3: 37-53.
- PIRES, J. M. 1974. Tipos de vegetação da Amazônia. *Brasil Florestal* 17: 48-58.
- PIRES, J. M. & PRANCE, G. T. 1977. The Amazon forest: a natural heritage to be preserved. In *Extinction is forever- Threatened and endangered species of plants in the Americas and their significance in ecosystems today and in the future* (G. T. Prance & E. S. Elias, eds.). Proceedings of a symposium held at the New York Botanical Garden, New York, p. 158-194.
- PIRES, J. M. & PRANCE, G. T. 1985. The vegetation types of the Brazilian Amazon. In *Key Environments: Amazonia* (G. T. Prance & T. E. Lovejoy, eds.). Pergamon Press, Oxford, p. 109-145.
- PITMAN, N. C. A., TERBORGH, J. M., SILMAN, M. R., NUÑEZ, P. V., NEILL, D. A., CERÓN, C. E., PALACIOS, W. A., AULESTIA, M. 2001. Dominance and distribution of tree species in upper Amazonian terra firme forests. *Ecology* 82(8): 2101-2117.
- POORTER, L. 1999. Growth responses of 15 rain-forest tree species to a light gradient: the relative importance of morphological and physiological traits. *Functional Ecology* 13:396-410.
- POORTER, L. & HAYASHIDA-OLIVER, Y. 2000. Effects of seasonal drought on gap and understorey seedlings in a Bolivian moist forest. *Journal of Tropical Ecology* 16:481-498.
- POPMA, J. & BONGERS, F. 1988. The effect of canopy gaps on growth and morphology of seedlings of rain forest species. *Oecologia* 75: 625-632.
- POPMA, J. & BONGERS, F. 1991. Acclimation of seedlings of three Mexican tropical rain forest tree species to a change in light availability. *Journal of Tropical Ecology* 7:85-97.
- POPMA, J., BONGERS, F. & MEAVE DEL CASTILLO, J. 1988. Patterns in the vertical structure of the tropical lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 74:81-91.
- POTT, A. & POTT, V. J. 1994. *Plantas do Pantanal*. EMBRAPA-CPAP/SPI, Brasília-DF, 320 p.
- POVEDA, G., JARAMILLO, A., GIL, M. M., QUICENO, N. & MANTILLA, R. I. 2001. Seasonality in ENSO-related precipitation, river discharges, soil moisture, and vegetation index in Colombia. *Water Resources Research* 37(8): 2169-2178.
- POWLES, S. B. 1984. Photoinhibition of photosynthesis induced by visible light. *Annual Review of Plant Physiology* 35:15-34.
- PRADO, D. E. & GIBBS, P. E. 1993. Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80(4): 902-927.
- PRESS, M. C., BROWN, N. D., BARKER, M. G. & ZIPPERLEN, S. W. 1996. Photosynthetic responses to light in tropical rainforest tree seedlings. In *The Ecology of Tropical Forest Tree Seedlings* (M. D. Swaine, ed.). UNESCO/Parthenon, Paris/Carnforth, p. 41-58.

- PRIMACK, R. B., ASHTON, P. S., CHAI, P. & LEE, H. S. 1985. Growth rates and population structure of Moraceae trees in Sarawak, East Malaysia. *Ecology* 66(2): 577-588.
- PROCTOR, J., PHILLIPS, C., DUFF, G. K., HEANEY, A. & ROBERTSON, F. M. 1989. Ecological studies in Gunung Silam, a small ultrabasic mountain in Sabah, Malaysia. II. Some forest processes. *Journal of Ecology* 77: 317-331.
- PRODEAGRO. 1995. Guia para identificação dos principais solos do Estado de Mato Grosso. Secretaria de Estado de Planejamento/PRODEAGRO/PNUD, Cuiabá-MT.
- PRODIAT. 1984. Fundamentos e Estrutura de Desenvolvimento Integrado do Médio Araguaia Mato-Grossense, PDI/MAM. Min. do Interior/OEA, Brasília-DF, 134 p.
- PUTZ, F. E. 1984. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 65: 1713-1724.
- RADAMBRASIL. 1981. Levantamento de Recursos Naturais. Ministério das Minas e Energia 25, Folha SD-22/Goiás. 636 p.
- RAICH, J. W. 1989. Seasonal and spatial variation in the light environment in a tropical dipterocarp forest and gaps. *Biotropica* 21: 299-302.
- RAMOS, J. & GRACE, J. 1990. The effects of shade on the gas exchange of seedlings of four tropical trees from Mexico. *Functional Ecology* 4:667-677.
- RAMOS, K. M. O., FELFILI, J. M., FAGG, C. W., SOUSA-SILVA, J. C. & FRANCO, A. C. 2004. Desenvolvimento inicial e repartição de biomassa de *Amburana cearensis* (Allemão) A. C. Smith, em diferentes condições de sombreamento. *Acta Botanica Brasilica* 18(2): 351-358.
- RATTER, J. A. 1992. Transitions between cerrado and forest vegetation in Brazil. In *Nature and dynamics of forest-savanna boundaries* (P. A. Furley, J. Proctor & J. A. Ratter, eds.). Chapman & Hall, London, p. 417-429.
- RATTER, J. A., ASKEW, G. P., MONTGOMERY, R. F. & GIFFORD, D. R. 1978. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso. II. Forests and soils of the Rio Suiá-Missú area. *Proceedings of the Royal Society of London, B*, 235: 259-280.
- RATTER, J. A., RICHARDS, P. W., ARGENT, G. & GIFFORD, D. R. 1973. Observations on the vegetation of the northeastern Mato Grosso. I. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo Expedition area. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B*, 266: 449-492.
- RAUNKIAER, C. 1934. *The life forms of plants and statistical geography*. Clarendon Press, Oxford, UK.
- READ, J., HALLAM, P. & CHERRIER, J.-F. 1995. The anomaly of monodominant tropical rainforests: some preliminary observations in the *Nothofagus*-dominated rainforests of New Caledonia. *Journal of Tropical Ecology* 11: 359-389.
- READ, J., JAFFRÉ, T., GODRIE, E., HOPE, G. S. & VEILLON, J. M. 2000. Structural and floristic characteristics of some monodominant and adjacent mixed rainforests in New Caledonia. *Journal of Biogeography* 27:233-250.
- REATTO, A., CORREIA, J. R. & SPERA, S. T. 1998. Solos do bioma cerrado: aspectos pedológicos. In *Cerrado: ambiente e flora* (S. M. Sano & S. P. Almeida, eds.). Embrapa-Cerrados, Planaltina-DF, p. 47-83.
- REICH, P. B., ELLSWORTH, D. S. & WALTERS, M. B. 1998. Leaf structure (specific leaf area) modulates photosynthesis-nitrogen relations: evidence from within and across species and functional groups. *Functional Ecology* 12:948-958.
- REICH, P. B., WALTERS, M. B. & ELLSWORTH, D. S. 1992. Leaf lifespan in relation to leaf plant and stand characteristics among diverse ecosystems. *Ecological Monographs* 62:365-392.

- REIGOSA, M. J., SANCHEZ-MOREIRAS, A. & GONZALEZ, L. 1999. Ecophysiological approach in allelopathy. *Critical Reviews in Plant Science* 18(5): 577-608.
- RENKLE, J. R. 1989. Synchrony of regeneration, gaps, and latitudinal differences in tree species diversity. *Ecology* 70: 546-547.
- REZENDE, A. V., SALGADO, M. A. S., FELFILI, J. M., FRANCO, A. C., SOUZA-SILVA, J. C., CORNACHIA, G. & SILVA, M. A. 1998. Crescimento e repartição de biomassa em plântulas de *Cryptocharia aschersoniana* Mez. Submetidas a diferentes regimes de luz em viveiro. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 2:19-34.
- RIBEIRO, J. E. L. S., HOPKINS, M. J. G., VICENTINI, A., SOTHERS, C. A., COSTA, M. A. S., BRITO, J. M., SOUZA, M. A. D., MARTINS, L. H. P., LOHMANN, L. G., ASSUNÇÃO, P. A. C. L., PEREIRA, E. C., SILVA, C. F., MESQUITA, M. R. & PROCÓPIO, L. C. 1999. Flora da Reserva Ducke. INPA/DFID, Manaus, 816 p.
- RICE, E. L. 1979. Allelopathy, an update. *The Botanical Review* 45: 15-109.
- RICE, E. L. 1984. Allelopathy. 2nd ed. Academic Press, Orlando, Florida, 422 p.
- RICHARDS, P. W. 1996. The Tropical Rain Forest. 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge, 575 p.
- RIDDOCH, I., LEHTO, T. & GRACE, J. 1991. Photosynthesis of tropical tree seedlings in relation to light and nutrient supply. *New Phytologist* 119:137-147.
- RISCH, S. J., ANDOW, D. & ALTIERI, M. A. 1983. Agroecosystem diversity and pest control: data, tentative conclusions, and new research directions. *Environmental Entomology* 12: 625-629.
- RIZZINI, C. T. 1963. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica (florístico-sociológica) do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia* 26: 3-64.
- RIZZINI, C. T. 1965. Experimental studies on seedling development of cerrado woody plants. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 52(3): 410-426.
- RODRIGUES, L. A., CARVALHO, D. A., OLIVEIRA-FILHO, A. T., BOTREL, R. T. & SILVA, E. A. 2003. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Luminárias, MG. *Acta Botanica Brasilica* 17(1): 71-87.
- ROOT, R. B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs* 43: 95-124.
- RUGGIERO, P. G. C., BATALHA, M. A., PIVELLO, V. R. & MEIRELLES, S. T. 2002. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. *Plant Ecology* 160: 1-16.
- RUNKLE, J. R. 2000. Canopy tree turnover in old-growth mesic forests of eastern North America. *Ecology* 81: 554-567.
- SÁENZ, G., FINEGAN, B. & GUARIGUATA, M. 1999. Crecimiento y mortalidad en juveniles de siete especies arbóreas en un bosque muy húmedo tropical intervenido de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 47(1-2): 45-57.
- SALVADOR, J. O., MOREIRA, A., MALAVOLTA, E. & CABRAL, C. P. 2003. Influência do boro e do manganês no crescimento e na composição mineral de mudas de goiabeira. *Ciência Agrotécnica* 27(2): 325-331.
- SAS Institute. 1999-2000. The SAS System, for Windows. SAS Institute, Carey, NC, USA.
- SASAKI, S. & MORI, T. 1981. Growth responses of dipterocarp seedlings to light. *Malayan Forester* 44:319-345.
- SAXENA, A., SINGH, D. V. & JOSHI, N. L. 1996. Autotoxic effects of pearl millet aqueous extracts on seed germination and seedling growth. *Journal of Arid Environments* 33: 255-260.

- SCARIOT, A. 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 32(4a): 662-669.
- SCARIOT, A. & SEVILHA, A. C. 2000. Diversidade, estrutura e manejo de florestas decíduas e as estratégias de conservação. In *Tópicos Atuais em Botânica* (T. B. Cavalcanti & B. M. T. Walter [et al.] orgs.), Sociedade Botânica do Brasil/Embrapa-Recursos genéticos e Biotecnologia, Brasília, p. 183-188.
- SCHLUTER, D. & RICKLEFS, R. E. 1993. *Species diversity in ecological communities*. University of Chicago Press, 414 p.
- SCHUPP, E. W. 1992. The Janzen-Connell model for tropical tree diversity: population implications and the importance of spatial scale. *The American Naturalist* 140(3): 526-530.
- SCOTT, D. A., PROCTOR, J. & THOMPSON, J. 1992. Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. II. Litter and nutrient cycling. *Journal of Ecology* 80: 705-717.
- SHEPHERD, G. J. 1994. FITOPAC 1 - Manual do Usuário. Departamento de Botânica, UNICAMP, Campinas-SP, 88 p.
- SHIROTA, O., TAKIZAWA, K., SEKITA, S. & SATAKE, M. 1997. Antiandrogenic Natural Diels-Alder-Type adducts from *Brosimum rubescens*. *Journal of Natural Products* 60: 997-1002.
- SIEGEL, S. & CASTELAN-JÚNIOR, N. T. 1988. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. 2nd ed. McGraw-Hill, New York.
- SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P., LOPES, J. C. A., OLIVEIRA, R. P., OLIVEIRA, L. C. 1996. Growth and yield studies in the Tapajós region, central Brazilian Amazon. *Common. Forest Rev.* 75(4): 3325-3329.
- SILVA-JÚNIOR, M. C. 1995. Tree communities of the gallery forests of the IBGE Ecological reserve of Federal District, Brazil. PhD Thesis, University of Edinburgh, Scotland.
- SILVA-JÚNIOR, M. C. 1999. Composição florística, fitossociologia 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, P. E. N. 2002. Florística, fitossociologia e nutrição mineral do cerrado sentido restrito no Complexo Xavantina-MT. Tese de Doutorado, Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, 120 p.
- SILVA, R. P., SANTOS, J., TRIBUZY, E. S., CHAMBERS, J. Q., NAKAMURA, S. & HIGUCHI, N. 2002. Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. *Forest Ecology and Management* 166: 295-301.
- SIPE, T. W. & BAZZAZ, F. A. 1995. Gap partitioning among maples (*Acer*) in central New England: shoot architecture and photosynthesis. *Ecology* 75:2318-2332.
- SMYTHE, N. 1970. Relationships between fruiting seasons and seed dispersal methods in a neotropical forest. *The American Naturalist* 104: 25-35.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1981. *Biometry*. W. H. Freeman & Co., San Francisco, USA, 859 p.
- SOKPON, N. & BIAOU, S. H. 2002. The use of diameter distributions in sustained-use management of remnant forests in Benin: case of Bassila forest reserve in North Benin. *Forest Ecology and Management* 161: 13-25.
- SPATHELF, P. & DURLO, M. A. 2001. Transition matrix for modeling the dynamics of a subtropical seminatural forest in southern Brazil. *Forest Ecology and Management* 151: 139-149.
- SPIEGEL, M. P. 1976. *Estatística*. McGraw-Hill, São Paulo-SP, 580 p.

- ST. JOHN, T. 1980a. Uma lista de espécies de plantas tropicais brasileiras naturalmente infectadas com micorriza vesicular-arbuscular. *Acta Amazonica* 10(1): 229-234.
- ST. JOHN, T. 1980b. A survey of mycorrhizal infection in an Amazonian rain forest. *Acta Amazonica* 10(3): 527-533.
- STRAUSS-DEBENEDETTI, S. & BAZZAZ, F. A. 1991. Plasticity and acclimation to light in tropical Moraceae of different successional positions. *Oecologia* 87:377-387.
- STRAUSS-DEBENEDETTI, S. & BERLYN, G. P. 1994. Leaf anatomical responses to light in five tropical Moraceae of different successional status. *American Journal of Botany* 81(12):1582-1591.
- SWAINE, M. D. 1989. Population dynamics of tree species in tropical forests. In *Tropical Forests* (L. B. Holm-Nielsen, I. C. Nielsen & H. Balslev eds.). Academic Press, London, p. 101-110.
- SWAINE, M. D., HALL, J. B. & ALEXANDER, I. J. 1987a. Tree populations dynamics of Kade, Ghana (1968-1982). *Journal of Tropical Ecology* 3: 331-345.
- SWAINE, M. D. & LIEBERMAN, D. 1987. Note on the calculation of mortality rates. *Journal of Tropical Ecology* 3: ii-iii.
- SWAINE, M. D., LIEBERMAN, D. & HALL, J. B. 1990. Structure and dynamics of a tropical dry forest in Ghana. *Vegetatio* 88: 31-51.
- SWAINE, M. D., LIEBERMAN, D. & PUTZ, F. E. 1987b. The dynamics of tree populations in tropical forests: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3: 359-366.
- SWAINE, M. D. & WHITMORE, T. C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75:81-86.
- TABACHNIK, B. G. & FIDELL, L. S. 2001. Using multivariate statistics. 5th ed. Harper Collins Pub. Inc., New York. 880 p.
- TAIZ, L. & ZEIGER, E. 1998. *Plant Physiology*. 2nd ed. Sinauer Assoc., Sunderland, MA.
- TEMPLETON, A. R. & LEVIN, D. A. 1979. Evolutionary consequences of seed pools. *The American Naturalist* 114(2): 232-249.
- TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67(5): 1167-1179.
- TER BRAAK, C. J. F. 1995. Ordination. In *Data analysis in community and landscape ecology* (R. H. G. Jongman, C. J. F. Ter Braak & O. F. R. Van Tongeren, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, p. 91-173
- TER STEEGE, H. 1997. WINPHOT 5.0: a program to analyze vegetation indices, light and light quality from hemispherical photographs. *Tropenbos Guyana Reports* 95(2), Tropenbos Guyana Programme. Georgetown, Guyana.
- THOMPSON, J., PROCTOR, J., VIANA, V., MILLIKEN, W., RATTER, J. A. & SCOTT, D. A. 1992. Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. I. Physical environment, forest structure and leaf chemistry. *Journal of Ecology* 80: 689-703.
- TILMAN, D. 1982. Resource competition and community structure. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 296 p.
- TILMAN, D. 1994. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology* 75: 2-16.
- TILMAN, D. 1999. Diversity by default. *Science* 283: 495-496.
- TORRES, S. L., MONTEIRO, J. C. M., ARRUDA, M. S. P., MÜLLER, A. H. & ARRUDA, A. C. 1997. Two flavans from *Brosimum acutifolium*. *Phytochemistry* 44(2): 347-349.
- TORTI, S. D. & COLEY, P. D. 1999. Tropical monodominance: a preliminary test of the ectomycorrhizal hypothesis. *Biotropica* 31: 220-228.

- TORTI, S. D., COLEY, P. D. & JANOS, D. P. 1997. Vesicular-arbuscular mycorrhizae in two tropical monodominant trees. *Journal of Tropical Ecology* 13: 623-629.
- TORTI, S. D., COLEY, P. D. & KURSAR, T. A. 2001. Causes and consequences of monodominance in tropical lowland forests. *The American Naturalist* 157(2): 141-153.
- TROJANOWSKI, J., HAIDER, K. & HUTTERMANN. 1984. Decomposition of ¹⁴C-labeled lignin, holocellulose and lignocellulose by mycorrhizal fungi. *Arch. Microbiology* 139: 202-206.
- TURNBULL, M. H. 1991. The effect of light quantity and quality during development on the photosynthetic characteristics of six Australian rainforest tree species. *Oecologia* 87:110-117.
- TURNER, B. & QUATERMAN, E. 1975. Allelochemic effects of *Petalostemon gattingeri* on the distribution of *Arenaria patula* in cedar glades. *Ecology* 56: 924-932.
- UHL, C., CLARK, K., DEZZEO, N. & MAQUIRINO, P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology* 69: 751-763.
- VAN DER MEER, P. J., STERCK, F. J. & BONGERS, F. 1998. Tree seedling performance in canopy gaps in a tropical rain forest at Nouragues, French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 14:119-137.
- VEENENDAAL, E. M., SWAINE, M. D., LECHA, R. T., WALSH, M. F., ABEBRESE, I. K. & OWUSU-AFRIYIE, K. 1996. Responses of West African forest tree species to irradiance and soil fertility. *Functional Ecology* 10:501-511.
- VELOSO, H. P., RANGEL FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um Sistema Universal. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro-RJ. 124 p.
- VIERLING, L. A. & WESSMAN, C. A. 2000. Photosynthetically active radiation heterogeneity within a monodominant Congolese rain forest canopy. *Agricultural and Forest Meteorology* 103: 265-278.
- VILLELA, D. M. 1997. Ciclagem de nutrientes em florestas de terra firme na Ilha de Maracá. In *Homem-Ambiente e Ecologia no Estado de Roraima* (R. I. Barbosa, E. J. G. Ferreira & E. G. Castellón, eds.). INPA, Manaus, p. 381-399.
- VILLELA, D. M. & PROCTOR, J. 1999. Litterfall mass, chemistry, and nutrient retranslocation in a monodominant forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. *Biotropica* 31(2): 198-211.
- VOGT, K. A., PUBLICOVER, D. A. & VOGT, D. J. 1991. A critique of the role of ectomycorrhizas in forest ecology. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 35: 171-190.
- WALKER, L. R. & NERIS, L. E. 1993. Posthurricane seed rain dynamics in Puerto Rico. *Biotropica* 25(4): 408-418.
- WANG, B. C. & SMITH, T. B. 2002. Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology & Evolution* 17(8): 379-385.
- WARNER, R. R. & CHESSON, P. L. 1985. Coexistence mediated by recruitment fluctuations: a field guide to the storage effect. *The American Naturalist* 125: 769-787.
- WEBB, C. O. & PEART, D. R. 2001. High seed dispersal rates in faunally intact tropical rain forest: theoretical and conservation implications. *Ecology Letters* 4: 491-499.
- WHITE, L. J. T. 1994. Patterns of fruit-fall phenology in the Lopé Reserve, Gabon. *Journal of Tropical Ecology* 10: 289-312.
- WHITMORE, T. C. 1984. *Tropical Rain Forests of the Far East*. 2nd ed. Clarendon Press, Oxford, UK, 352 p.

- WHITMORE, T. C. 1993. An introduction to Tropical Rain Forests. Clarendon Press, Oxford, UK.
- WILCOX, H. E. 1982. Morphology and development of ecto- and ectendomycorrhizae. In *Methods and Principles of Mycorrhizal Research* (N. C. Schenck, ed.). American Phytopathological Society, St. Paul, Minnesota, p. 103-114.
- WILCOX, H. E. 1991. Mycorrhizae. In *The plant root, the hidden half* (Y. Waisel & U. Kafkafi, eds.). Marcel Dekker, New York, p. 731-765.
- WILSON, J. B., WELLS, T. C. E., TRUEMAN, I. C., JONES, G., ATKINSON, M. D., CRAWLEY, M. J., DODD, M. E. & SILVERTOWN, J. 1996. Are there assembly rules for plant species abundance? An investigation in relation to soil resources and successional trends. *Journal of Ecology* 84: 527-538.
- YOUNG, K. R., EWEL, J. J. & BROWN, B. J. 1987. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. *Vegetatio* 71: 157-173.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th ed. Prentice Hall, New Jersey, 663 p.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)