



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS

DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE FORMAÇÕES FLORESTAIS DO BIOMA CERRADO NO TRIÂNGULO MINEIRO

ANA PAULA DE OLIVEIRA

IVAN SCHIAVINI
(ORIENTADOR)

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais da Universidade Federal de Uberlândia, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ecologia

UBERLÂNDIA – MG
FEVEREIRO/2011

Ana Paula de Oliveira

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE FORMAÇÕES
FLORESTAIS DO BIOMA CERRADO NO TRIÂNGULO MINEIRO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais da Universidade Federal de Uberlândia, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais

Orientador
Prof. Dr Ivan Schiavini

Uberlândia - MG
Fevereiro /2011

Ana Paula de Oliveira

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE FORMAÇÕES
FLORESTAIS DO BIOMA CERRADO NO TRIÂNGULO MINEIRO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais da Universidade Federal de Uberlândia, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ecologia

Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho
Instituto de Ciências Biológicas e Geociências - UFJF

Profa. Dra. Marcia Cristina Mendes Marques
Setor de Ciências Biológicas - UFPR

Prof. Dr. André R. Terra Nascimento
Instituto de Biologia – UFU

Prof. Dr. Glein Monteiro de Araújo
Instituto de Biologia - UFU

Prof. Dr. Ivan Schiavini
Instituto de Biologia - UFU
(Orientador)

Uberlândia - MG
Fevereiro /2011

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Ivan Schiavini pela orientação, confiança, paciência e ensinamentos transmitidos durante a realização desse trabalho. Muito obrigada!

À Universidade Federal de Uberlândia (UFU), ao Instituto de Biologia e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais pela oportunidade de realização do curso de doutorado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo durante o período de um ano.

À Estação de Climatologia da Universidade Federal de Uberlândia pela cessão dos dados de temperatura e precipitação.

Ao Prof. Dr. André R. Terra Nascimento e ao Prof. Dr. Glein Monteiro de Araújo pelas valiosas sugestões durante a qualificação e redação da tese. Aos membros da banca pelas sugestões durante a defesa da tese. Muito obrigada!

Aos membros da banca pelas valiosas sugestões.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Vegetal (LEVe), Sérgio de Faria Lopes, Vagner Santiago do Vale, André Eduardo Gusson, Olavo Custódio Dias Neto, Jamir Afonso do Prado Júnior, Dannyel Pereira de Sá, Pedro Paulo Ferreira da Silva, Carolina de Silvério Arantes, Renata Macedo Leite e Franciyellen Faria pelo valioso auxílio na coleta dos dados, sugestões nas análises e redação da tese. Além de toda a ajuda profissional, também agradeço o agradável convívio no laboratório. Vocês foram fundamentais durante todo o processo de confecção da tese! Vagner, agradecimento especial pela leitura final da tese e ajuda na confecção da Figura 2.8.

A todos os professores e funcionários do Instituto de Biologia pelos conhecimentos transmitidos e colaboração. Aos colegas do Instituto de Genética e Bioquímica pela compreensão e apoio durante o último ano de trabalho na tese.

Aos companheiros do curso de pós-graduação, pelo convívio e amizade.

E a todos que participaram de forma direta ou indireta para a realização deste trabalho.

ÍNDICE

Lista de figuras	vii
Lista de tabelas	x
Resumo	xii
Abstract.....	xiv
Capítulo 1. Introdução	1
1.1. Introdução Geral e Objetivos	1
1.2. Área de Estudo.....	5
1.2.1. Descrição da área	5
1.2.2. Clima.....	9
1.2.3. Solo	11
1.2.4. Inventário contínuo	11
Capítulo 2. Mortalidade, recrutamento e crescimento de espécies arbóreas do gradiente florestal no bioma Cerrado em um período de dez anos (1997 a 2007).....	13
2.1. Introdução	13
2.2. Material e métodos.....	15
2.2.1. Área de estudo.....	15
2.2.2. Inventário contínuo	15
2.2.3. Análise dos dados.....	15
2.3. Resultados	20
2.3.1. Gradiente florestal e fitofisionomias.....	20
2.3.2. Espécies.....	31
2.4. Discussão	50
2.4.1. Gradiente florestal e fitofisionomias.....	50
2.4.2. Espécies.....	56
Capítulo 3. Padrões de crescimento, mortalidade e recrutamento de grupos funcionais de plantas em formações florestais do cerrado.....	60
3.1. Introdução	60
3.2. Material e métodos.....	63
3.2.1. Área de estudo.....	63
3.2.2. Inventário contínuo	63
3.2.3. Análise dos dados.....	15
3.3. Resultados	66

3.3.1. Grupos de incremento em diâmetro	66
3.3.2. Descrição dos grupos funcionais.....	69
3.3.3. Mortalidade e recrutamento dos grupos funcionais	71
3.4. Discussão	75
3.4.1. Grupos de incremento em diâmetro	75
3.4.2. Descrição e caracterização dos grupos funcionais	77
3.4.3. Mortalidade e recrutamento dos grupos funcionais	79
Considerações Finais	82
Referências bibliográficas	84
Anexo 1. Classificação das 86 espécies arbóreas do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga nos grupos de incremento diamétrico. GID = grupo de incremento em diâmetro, CML = crescimento muito lento, CL = crescimento lento, CM = crescimento moderado, CR = crescimento rápido, CMR = crescimento muito rápido, N = abundância dos indivíduos sobreviventes, Q1 = primeiro quartil do incremento em diâmetro (cm), Med = mediana do incremento em diâmetro (cm), Q3 = terceiro quartil do incremento em diâmetro (cm).....	93
Anexo 2. Taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) das espécies arbóreas dos grupos funcionais do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, referentes aos períodos de 1997-2002 e 2002-2007. GF = grupo funcional, GID = grupo de incremento em diâmetro, GS = grupo sucessional, CR = crescimento rápido, CL = crescimento lento, EV = ocupação no estrato vertical, E = emergente, D = Dossel, SD = subdossel, SB = sub-bosque, NP = não-pioneira, P = pioneira.....	96

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.1. Localização geográfica da Estação Ecológica do Panga, Triângulo Mineiro, Brasil. Mapa da Estação com destaque (setas) para a área do gradiente florestal estudado (Digitalização: Edivane Cardoso; Adaptação: Cláudio Franco Muniz – Fonte: (Schiavini & Araújo 1989)..... 6
- Figura 1.2. Localização do gradiente florestal estudado, fitofisionomias e transectos na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG. Gradiente florestal: mata de galeria (□), floresta estacional semidecidual (▣), cerrado (■); A a H: transectos. Adaptado de (Moreno & Schiavini 2001)..... 7
- Figura 1.3. Detalhamento da mata de galeria (A), floresta estacional semidecidual (B) e cerrado (C) presentes no gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Brasil. (Fotos: Ivan Schiavini) 6
- Figura 1.4. Variação anual da precipitação e temperatura (A), e precipitação mensal (B) média ($\pm$ desvio padrão) de estações distantes, no máximo, 50 km da área de estudo (Estação Ecológica do Panga). Fonte: Ministério da Agricultura – 5º Distrito de Meteorologia – Estação Uberlândia. Os dados a partir de maio de 1996, inclusive, são da Estação de Climatologia da Universidade Federal de Uberlândia. A linha tracejada corresponde à precipitação média ao longo do período de 1981 a 2008. Os anos assinalados no gráfico correspondem aos períodos de medição (1997, 2002 e 2007). (–) média, (□) erro padrão, (T) desvio padrão. 10
- Figura 2.1. Taxas médias anuais de mortalidade e recrutamento das espécies arbóreas nos estratos verticais nos períodos de 1997-2002 e 2002-2007 do gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Brasil. As linhas sólida e pontilhada representam, respectivamente, as taxas médias anuais da comunidade referente aos períodos de 1997-2002 e 2002-2007 25
- Figura 2.2. Número de indivíduos e de mortos, por classes de diâmetro, para o gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga entre os anos de 1997 a 2007 26
- Figura 2.3. Taxa de mortalidade média anual, por classes de diâmetro, nos períodos 1997-2002 e 2002-2007, para o gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Brasil. As linhas sólida e pontilhada representam, respectivamente, as taxas médias anuais de mortalidade da comunidade referente aos períodos de 1997-2002 e 2002-2007 27

Figura 2.4. Incremento diamétrico anual do gradiente florestal e suas fitofisionomias na Estação Ecológica do Panga, nos períodos de 1997-2002 e 2002-2007. (■) Mediana, (□) quartis (25%-75%), (T) valores mínimo e máximo. Fisionomias com letras diferentes apresentam diferença significativa no incremento diamétrico anual pelo teste de Mediana ($p < 0,05$) 29

Figura 2.5. Incremento diamétrico médio anual, por classes de diâmetro, para o gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, nos períodos de 1997-2002 e 2002-2007 29

Figura 2.6. Espécies arbóreas com redução (A) e aumento (B) elevados na densidade entre os períodos de 1997 a 2007 no gradiente florestal da estação ecológica do Panga, Brasil. As colunas e linhas representam, respectivamente, o número de indivíduos e a área basal de cada espécie. 32

Figura 2.7. Taxas médias anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) para os períodos 1997-2002 e 2002-2007 dos grupos de espécies classificadas como Pioneiras/Cerrado e Não-Pioneiras para o gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Brasil. (–) média, (□) erro padrão, (T) desvio padrão..... 42

Figura 2.8. Balanço entre as taxas de mortalidade e recrutamento para as espécies com destaque nos parâmetros da dinâmica nos intervalos de 1997-2002 (A) e 2002-2007 (B), no gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Brasil. A linha diagonal representa o balanço completo entre as taxas de mortalidade e recrutamento. 43

Figura 3.1. Agrupamento dos incrementos diamétricos de 86 espécies arbóreas do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, usando o método Ward de ligação. Legenda: CMR = crescimento muito rápido, CR = crescimento rápido, CM = crescimento moderado, CL = crescimento lento e CML = crescimento muito lento..... 67

Figura 3.2. Ordenação dos incrementos diamétricos de 86 espécies arbóreas do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, usando a Análise Discriminante. O comprimento dos eixos é proporcional à variação explicada por cada eixo. 69

Figura 3.3. Densidade (a) e área basal (b) relativos dos quatro grupos funcionais das espécies arbóreas do gradiente florestal. Os dados são referentes aos indivíduos sobreviventes entre o período de 1997 a 2007. GF1 = emergente com crescimento rápido; GF2 = dossel/subdossel com crescimento rápido; GF3 = dossel/subdossel com crescimento lento; GF4 = sub-bosque com crescimento lento. 71

Figura 3.4. Taxas médias anuais ($\pm$ erro padrão) de mortalidade e recrutamento dos grupos de crescimento rápido (GF1 e GF2) e lento (GF3 e GF4) das espécies arbóreas

do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, referentes aos períodos de 1997-2002 (■) e 2002-2007 (□). GF1 = emergente com crescimento rápido; GF2 = dossel/subdossel com crescimento rápido; GF3 = dossel/subdossel com crescimento lento; GF4 = sub-bosque com crescimento lento. 72

Figura 3.5. Taxas médias anuais ($\pm$ erro padrão) de mortalidade (■) e recrutamento (□) dos quatro grupos funcionais das espécies arbóreas do gradiente florestal, referentes aos períodos de (a) 1997-2002 e (b) 2002-2007. GF1 = emergente com crescimento rápido; GF2 = dossel/subdossel com crescimento rápido; GF3 = dossel/subdossel com crescimento lento; GF4 = sub-bosque com crescimento lento. Em asterisco estão indicados os grupos funcionais com diferença significativa pela ANOVA, seguida do teste de Tukey. 74

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Características do gradiente florestal e suas fitofisionomias em 1997, 2002 e 2007 na Estação Ecológica do Panga, Brasil.....	22
Tabela 2.2. Parâmetros da dinâmica do gradiente florestal e suas fitofisionomias ao longo de 10 anos na Estação Ecológica do Panga, Brasil. M = taxa de mortalidade média anual, R = taxa de recrutamento médio anual, T_N = taxa de rotatividade em número de indivíduos, P = perda em área basal (<i>outgrowth</i>), G = ganho em área basal (<i>ingrowth</i>), T_{AB} = taxa de rotatividade em área basal. ^a modelo de acordo com Oliveira-Filho et al. (2007), ^b modelo de acordo com Swaine & Lieberman (1987).....	22
Tabela 2.3. Mudanças na distribuição dos indivíduos e das espécies com maior densidade ($n > 10$) do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga em cada estrato ao longo do período de 10 anos (1997 a 2007). Números em parênteses são porcentagens nos estratos	23
Tabela 2.4. Descrição das categorias de estratificação vertical das espécies para o gradiente florestal. FG = floresta de galeria, FES = floresta estacional semidecidual, C = cerrado, h = altura (m)	24
Tabela 2.5. Média e mediana do incremento diamétrico anual do gradiente florestal e suas fitofisionomias na Estação Ecológica do Panga, para os períodos de 1009-2002 e 2002-2007. CV = coeficiente de variação, N = número de indivíduos sobreviventes, FG = floresta de galeria, FES = floresta estacional semidecidual, C = cerrado	28
Tabela 2.6. Resultados do teste de Mediana (z) para comparações múltiplas do incremento diamétrico anual entre as fitofisionomias para os períodos de 1997-2002 ($H_{3,6656} = 41,38$; $p < 0,05$) e 2002-2007 ($H_{3,6218} = 37,31$; $p < 0,05$) na Estação Ecológica do Panga. Valores com asterisco apresentam $p < 0,05$. FG = floresta de galeria, C = cerrado, FES = floresta estacional semidecidual, GF = gradiente florestal.....	30
Tabela 2.7. Lista das espécies arbóreas do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Brasil. As espécies estão em ordem alfabética das famílias botânicas (165 espécies e 53 famílias), seguidas de suas respectivas ocorrências nas fitofisionomias durante o intervalo de 1997 a 2007. C = cerrado, FES = floresta estacional semidecidual, FG = floresta de galeria, N97 = número de indivíduos em 1997, N02 = número de indivíduos em 2002, N07 = número de indivíduos em 2007	33

Tabela 2.8. Taxas anuais médias de mortalidade (M), recrutamento (R) e rotatividade (T_N) das espécies com maior densidade ($n > 10$) do gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga para os períodos 1997-2002 (t_1) e 2002-2007 (t_2). As espécies estão classificadas em ordem decrescente da taxa de rotatividade para o período 1997-2002. GE = grupo ecológico, C = cerrado, P = pioneira, NP = não pioneira 40

Tabela 2.9. Taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) anuais para espécies com o mínimo de 10 indivíduos amostrados em 1997 para os períodos de 1997-2002 e 2002-2007, nos estratos verticais do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Brasil. GE = grupo ecológico 44

Tabela 2.10. Incremento diamétrico anual (IDA) das espécies com, no mínimo, 10 indivíduos vivos entre 1997 e 2002, do gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Brasil durante os períodos de 1997-2002 e 2002-2007. GE = grupo ecológico, Md = mediana, $\bar{x}$ = média, s = desvio-padrão 47

Tabela 2.11. Parâmetros estruturais e demográficos de monitoramentos sucessivos em parcelas permanentes de formações florestais 59

Tabela 3.1. Valores médios dos grupos de incremento em diâmetro formados pela análise de agrupamento para as espécies arbóreas do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga. Em parênteses está o número de espécies em cada grupo. Q1 = primeiro quartil, MED = mediana, Q3 = terceiro quartil 67

Tabela 3.2. Número de casos e porcentagens de classificações das espécies nos cinco grupos de incremento em diâmetro determinados. CMR = crescimento muito rápido, CR = crescimento rápido, CM = crescimento moderado, CL = crescimento lento e CML = crescimento muito lento 68

Tabela 3.3. Taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) dos quatro grupos funcionais das espécies arbóreas do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, referentes aos períodos de 1997-2002 e 2002-2007. Valores são médias $\pm$ desvio padrão. Letras em sobrescrito se referem a ANOVA das taxas entre os grupos funcionais 73

RESUMO

Dinâmica da comunidade arbórea de formações florestais do bioma Cerrado no Triângulo Mineiro

As formações florestais estudadas no presente trabalho são compostas por três fitofisionomias contínuas, sendo mata de galeria, floresta estacional semidecidual e cerradão. Essas fitofisionomias estão inseridas dentro das formações florestais do bioma Cerrado e estão submetidas à pronunciada sazonalidade na distribuição das chuvas, que resulta em um longo período de baixa precipitação. O objetivo geral deste estudo foi analisar os parâmetros da dinâmica da comunidade arbórea do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, Minas Gerais. O estudo foi baseado nos dados provenientes do inventário contínuo do gradiente florestal, constituído de 211 parcelas permanentes (10×10 m), distribuídas em oito transectos paralelos entre si e perpendiculares ao ribeirão Panga. Todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 4,8 cm foram marcados e medidos em 1997, 2002 e 2007. Em 1997, o gradiente florestal apresentou 3797 indivíduos, com área basal de $23,95 \text{ m}^2/\text{ha}$. Com exceção do cerradão, houve uma redução líquida da densidade no gradiente florestal ao longo do intervalo de 10 anos, como resultado de taxas de mortalidade superiores às de recrutamento. A área basal do gradiente florestal aumentou durante o período de estudo, com destaque para o cerradão. Em relação à composição florística, o número de espécies reduziu ao longo do tempo. O gradiente florestal apresentou taxas de mortalidade de 2,60 e 3,31 $\%.\text{ano}^{-1}$ para os intervalos de 1997-2002 e 2002-2007, respectivamente. As taxas de recrutamento para os mesmos períodos foram 1,98 e 2,29 $\%.\text{ano}^{-1}$. Em geral, as taxas de mortalidade e recrutamento aumentaram durante os dois períodos sucessivos de medição, ocorrendo um desbalanço em favor da mortalidade para a floresta estacional semidecidual e a mata de galeria que, aliado à diminuição da densidade e ao aumento da área basal nessas fitofisionomias, sugerem um processo de auto-desbaste da comunidade arbórea. Entretanto, o balanço positivo em favor do recrutamento, somado ao aumento em densidade e área basal de seus indivíduos, indica que o cerradão está em fase de construção, favorecida pela diminuição do fogo e demais perturbações antrópicas, resultando no avanço do cerradão em áreas de cerrado sentido restrito e na perda de algumas áreas de cerradão para a floresta estacional semidecidual. Considerando tanto as taxas de rotatividade em relação ao número de indivíduos quanto

em relação à área basal, é possível expressar a dinâmica global do gradiente como cerrado > floresta estacional semidecidual > floresta de galeria ao longo do período de 10 anos. As taxas de mortalidade e recrutamento diferiram entre os grupos ecológicos, com as espécies pioneiras apresentando maior mortalidade que recrutamento. Entretanto, a taxa de recrutamento foi maior que a de mortalidade para o grupo das espécies tolerantes à sombra. Entre as espécies com altas taxas de mortalidade, também se destacaram espécies típicas do cerrado sentido restrito, que foram amostradas somente na área de cerrado. O incremento diamétrico médio anual registrado para o gradiente florestal nos dois intervalos de medição foram 0,13 e 0,15 cm.ano⁻¹. A floresta estacional semidecidual e a floresta de galeria apresentaram incremento diamétrico menor que o valor registrado para o cerrado. O gradiente florestal estudado apresentou taxas de incremento diamétrico muito variáveis entre as espécies. As espécies não-pioneiras, localizadas no estrato emergente e no dossel, tiveram médias acima dos valores da comunidade. As espécies do sub-bosque, entretanto, se caracterizaram por baixas médias de incremento em diâmetro, assim como as espécies pioneiras do dossel e do subdossel da comunidade. Foram definidos cinco grupos funcionais (GFs) baseados nos valores de incremento mediano em diâmetro e ocupação no estrato vertical pelos adultos no gradiente florestal. A densidade relativa dos grupos de crescimento rápido é um pouco maior que a dos grupos de crescimento lento. Entretanto, em termos de área basal relativa os grupos de crescimento rápido apresentam valores bem maiores que os observados para os de crescimento lento. Os grupos de crescimento rápido apresentaram taxas de mortalidade menores às observadas para aqueles de crescimento lento nos dois períodos monitorados. Em relação aos estratos verticais, apenas as espécies do dossel e subdossel com crescimento rápido apresentaram menor mortalidade em comparação com aquelas do sub-bosque com crescimento lento. Não houve diferença entre os grupos funcionais em relação às taxas de recrutamento.

Palavras-chave: mortalidade, recrutamento, crescimento, grupos funcionais.

ABSTRACT

Tree dynamics of forest vegetations at Cerrado biome in Triangulo Mineiro

The forest vegetations studied in this work are composed of three continuous phytophysionomies, gallery forest, semideciduous seasonal forest and cerrado. These phytophysionomies are inserted inside the forest vegetations of Cerrado biome and are subject to pronounced seasonality in the distribution of rains, which results in a long period of low rainfall. The general objective of this study was to examine the parameters of tree community dynamics of forest gradient in Ecological Station of Panga station, Uberlandia, Minas Gerais. The study was based on data from continuous forest inventory, consisting of 211 permanent sample plots (10 × 10 m), in eight transects parallels and perpendicular at Panga stream. In 1997, the forest gradient showed 3797 individuals, with basal area of 23.95 m²/ha. Except of cerrado, there was a net reduction of tree density along of 10 years period, as a result of higher mortality rates than recruitment. Tree basal area increased during the period of study, with emphasis on cerrado. Species richness reduced over time. Mean annual mortality rate for the forest gradient were 2.60 and 3.31 %.yr⁻¹ at ranges of 1997-2002 and 2002-2007, respectively. Recruitment rates for the same periods were 1.98 and 2.29 %.yr⁻¹. In General, mortality rates and recruitment increased during two successive periods of monitoring, and showed unbalance in favor of mortality for semideciduous seasonal forest and gallery forest, which suggest a process of thinning of tree community. However, the positive balance in favor of recruitment, added to the increase in density and basal area of tree community in cerrado, indicates that phytophysionomy is construction phase, promoted by decrease of fire and other disturbance. Considering both turnover rates at tree number and basal area it is possible to express the overall dynamics of gradient as cerrado > semideciduous seasonal forest > gallery forest along of 10 years period. Mortality and recruitment rates differed among the ecological groups of tree species with pioneer showing higher mortality than recruitment. However, recruitment rate was higher than mortality rate for shade-tolerant. Tree species typical of cerrado *sentido restrito* show high rates of mortality. The mean annual diameter increment for forest gradient was 0.13 and 0.15 cm.yr⁻¹ at 1997-2002 and 2002-2007, respectively. Semideciduous seasonal forest and gallery forest showed diameter increment less than cerrado value. Diameter increment rates of forest gradient vary

greatly between species. The non-pioneer species located on the canopy and emergent stratum had high diameter increment. Understory species, however, showed low diameter increment, as well as pioneer species at canopy and subcanopy of community. Five functional groups were found based on median diameter increment values and tree occupation at stratum vertical in forest gradient. Tree relative density of fast-growing species is slightly larger than the slow-growing species. However, in terms of tree basal area fast-growing species have higher values than slow-growing species. Fast-growing species had lower mortality rates than slow-growing at two five years period. In relation at vertical strata, only canopy and subcanopy fast-growing species showed lower mortality than understory slow-growing species. There was no difference between the functional groups in relation to recruitment rates.

Key words: mortality, recruitment, growth, functional groups.

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO

1.1. INTRODUÇÃO GERAL E OBJETIVOS

Cerca de 40% da superfície tropical e subtropical da terra é dominada por florestas abertas ou fechadas (Murphy & Lugo 1986). Florestas tropicais são complexas e apresentam elevada diversidade de espécies, com a maioria delas ocorrendo em baixas densidades (Hartshorn 1980). Florestas secundárias, degradadas e que sofreram corte seletivo cobrem, atualmente, mais áreas que florestas maduras, dentro de regiões tropicais (FAO 2004). Diversos estudos indicam que mudanças e flutuações na estrutura das florestas maduras seguem um padrão em toda a área tropical (Lewis et al. 2009a). A densidade arbórea em florestas secundárias é, geralmente, maior que em florestas maduras, e a mortalidade dependente da densidade é esperada como um processo competitivo sucessional (Chazdon et al. 2007).

O monitoramento contínuo de parcelas em comunidades florestais geralmente varia de 0,5 a 50 ha em área amostrada (Lewis et al. 2009a), sendo que quase todos são baseados em pouco mais de seis medidas no local, geralmente separadas por um intervalo superior a cinco anos (Clark et al. 2010). Estabelecer padrões de mudanças na composição florística de florestas tropicais é difícil, porque a maioria das espécies em determinada área é representada por poucos indivíduos (Swaine et al. 1987). O principal uso desses monitoramentos tem sido a estimativa das mudanças em área basal, biomassa e balanço de carbono (Lewis et al. 2009a).

De acordo com Whitmore (1989), a floresta é um mosaico de manchas de diferentes estádios de maturidade, cujo ciclo de crescimento se inicia com uma clareira, sendo possível dividir o processo sucessional em três fases: clareira, construção e fase madura. Os mosaicos

florestais podem ser avaliados baseando-se nas características ecofisiológicas de suas espécies arbóreas, que determinam sua classificação em grupos ecológicos (Swaine & Whitmore 1988; Whitmore 1989), na composição florística e/ou parâmetros quantitativos de suas espécies (Fonseca & Rodrigues 2000) e sua silvigênese (Hallé et al. 1978).

A ocorrência de espécies de diferentes grupos sucessionais é uma característica comum às florestas tropicais (Whitmore 1990) e sua frequência pode indicar o estado sucessional geral da floresta. A silvigênese é o conjunto de processos que definem a construção arquitetural de uma floresta, e seus processos podem ser divididos dentro de fases sucessivas, que se alternam entre fases de crescimento e homeostase ou equilíbrio (Hallé et al. 1978). Essas fases podem ser reconhecidas por algumas características da comunidade arbórea, particularmente a distribuição de tamanho, composição de espécies e tendências da dinâmica (Machado & Oliveira-Filho 2010).

Mudanças sucessionais na densidade arbórea podem ser dirigidas por diferenças na história de vida de cada espécie (por exemplo, nas taxas de recrutamento, crescimento e mortalidade), processos populacionais dependentes da densidade e perturbações na comunidade vegetal (Chazdon et al. 2007). De acordo com Korning & Balslev (1994b), as taxas de crescimento das espécies são altamente variáveis; entretanto, o crescimento de árvores individuais durante períodos sucessivos apresenta variação bem menor, sendo cada incremento sucessivo semelhante, resultando em um aumento linear em diâmetro ao longo de muitos anos (Swaine et al. 1987).

Agrupar as espécies com características ecológicas semelhantes e avaliar a dinâmica desses grupos é uma abordagem útil e proveitosa em ecologia florestal (Swaine et al. 1987). O rápido crescimento de espécies pioneiras é bem documentado, assim como o lento incremento em diâmetro de espécies de florestas maduras (Hartshorn 1980). De acordo com o autor, as

espécies pioneiras crescem rapidamente em florestas em estágios iniciais de sucessão, mas em florestas maduras essas espécies têm um crescimento extremamente lento. Existe uma relação inversa entre taxa de incremento diamétrico e mortalidade, o que resulta na maior probabilidade de mortalidade, tanto para árvores suprimidas, quanto para aquelas que apresentam crescimento lento (Swaine et al. 1987).

Na maioria das florestas tropicais úmidas a taxa de recrutamento encontra-se próxima à de mortalidade, mantendo uma densidade mais ou menos constante de indivíduos para árvores com diâmetro à altura do peito acima de 10 cm (Swaine et al. 1987). De acordo com Manokaran & Kochummen (1987), as taxas de mortalidade diferem entre grupos de espécies em florestas tropicais de dipterocarpáceas, na sequência emergente < dossel < sub-bosque < espécies intolerantes à sombra.

Diversos estudos realizados nos trópicos sugerem que o aumento da biomassa em comunidades florestais está sendo causado pelo aumento concomitante de muitas espécies de diferentes grupos ecológicos (Lewis et al. 2009b). O monitoramento dos processos dinâmicos de 50 parcelas em florestas tropicais da América do Sul mostrou que um aumento simultâneo das taxas de crescimento, recrutamento e mortalidade está ocorrendo de forma convergente ao longo de diversas áreas (Lewis et al. 2004).

O gradiente florestal estudado no presente trabalho é composto por três fitofisionomias contínuas, sendo mata de galeria, floresta estacional semidecidual e cerrado. Essas fitofisionomias estão inseridas dentro das formações florestais do bioma Cerrado e estão submetidas à pronunciada sazonalidade na distribuição das chuvas, que resulta em um longo período de baixa precipitação (Oliveira-Filho & Ratter 2002). No contexto dos estudos de dinâmica apresentados, esse estudo pretende gerar informações que ampliem o entendimento

dos processos que determinam a dinâmica da vegetação em formações florestais tropicais, buscando atingir os objetivos e testar as hipóteses abaixo:

- Analisar os principais parâmetros da dinâmica (crescimento, mortalidade e recrutamento) do gradiente florestal, suas fitofisionomias e principais populações arbóreas em dois intervalos sucessivos de cinco anos (1997-2002 e 2002-2007). Parte-se da premissa que o gradiente florestal apresentará dinâmica acelerada, principalmente o cerradão, com altas taxas de mortalidade e recrutamento, por estar estabelecido em clima estacional, e que esteja ocorrendo um processo de sucessão das espécies ao longo do tempo, ocorrendo uma substituição de espécies dos primeiros estágios de sucessão por outras de estágios mais avançados.

- Examinar as associações entre os parâmetros da dinâmica (mortalidade e recrutamento) e os grupos funcionais (baseados no incremento em diâmetro e ocupação no estrato vertical da floresta) de suas espécies arbóreas. Espera-se que as espécies com taxa de incremento diamétrico lento irão apresentar taxas de mortalidade e recrutamento maiores que aquelas com incremento rápido; o incremento diamétrico será maior para as pioneiras, diminuindo desde as espécies emergentes até às do sub-bosque; e os processos dinâmicos serão mais intensos quando comparados a outras florestas tropicais estudadas.

O **Capítulo 1** apresenta a introdução geral, hipóteses e objetivos gerais da tese, descrição da área de estudo e delineamento amostral. Os demais capítulos representam os objetivos e hipóteses norteadores deste estudo:

Capítulo 2 - Mortalidade, recrutamento e crescimento da comunidade arbórea de formações florestais do Cerrado em um período de dez anos (1997 a 2007).

Capítulo 3 - Padrões de crescimento, mortalidade e recrutamento de grupos funcionais de plantas em formações florestais do Cerrado.

1.2. ÁREA DE ESTUDO

1.2.1. Descrição da área

O gradiente florestal estudado se localiza na Estação Ecológica do Panga - EEP (Figura 1.1), sendo composto por três fitofisionomias contínuas: mata de galeria (margeando o ribeirão do Panga), floresta estacional semidecidual e cerradão (Figura 1.2). Até 1984 a área ocupada pela estação foi uma propriedade agrícola pecuarista de uso extensivo (Cardoso & Schiavini 2002). A Estação Ecológica do Panga foi adquirida em 1986 pela Universidade Federal de Uberlândia, compreende uma área de 403,85 ha e se localiza a cerca de 30 km do município de Uberlândia (Schiavini & Araújo 1989). Quanto à vegetação, a Estação Ecológica do Panga apresenta uma excelente representatividade dos diversos tipos fitofisionômicos encontrados na região do Cerrado (Schiavini & Araújo 1989), desde tipos florestais, savânicos a formações campestres (Figura 1.1).

Matas de galeria são formações florestais que margeiam os cursos de água no bioma Cerrado e apresentam flora heterogênea, com espécies endêmicas e algumas em comum com a floresta Amazônica e a Floresta Atlântica (Oliveira-Filho & Ratter 1995). Na Estação Ecológica do Panga, a mata de galeria (Figura 1.3a) está distribuída principalmente ao longo do córrego do Panga que constitui o limite norte da estação e, em menor escala, nos canais de drenagem e pequenos córregos existentes em sua porção sudeste (Schiavini & Araújo 1989).

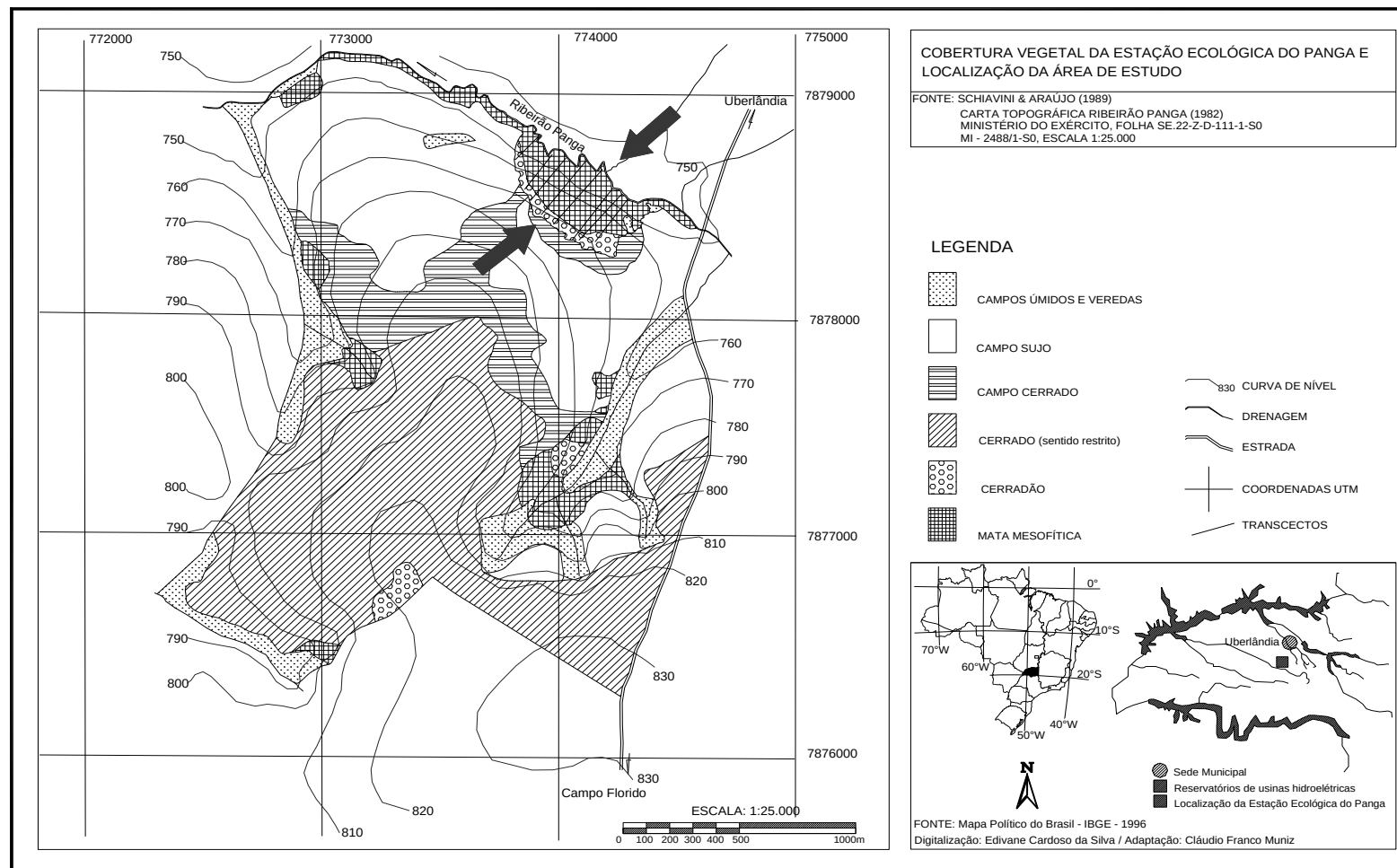


Figura 1.1. Localização geográfica da Estação Ecológica do Panga, Triângulo Mineiro, Brasil. Mapa da Estação com destaque (setas) para a área do gradiente florestal estudado (Digitalização: Edivane Cardoso; Adaptação: Cláudio Franco Muniz – Fonte: Schiavini & Araújo 1989).

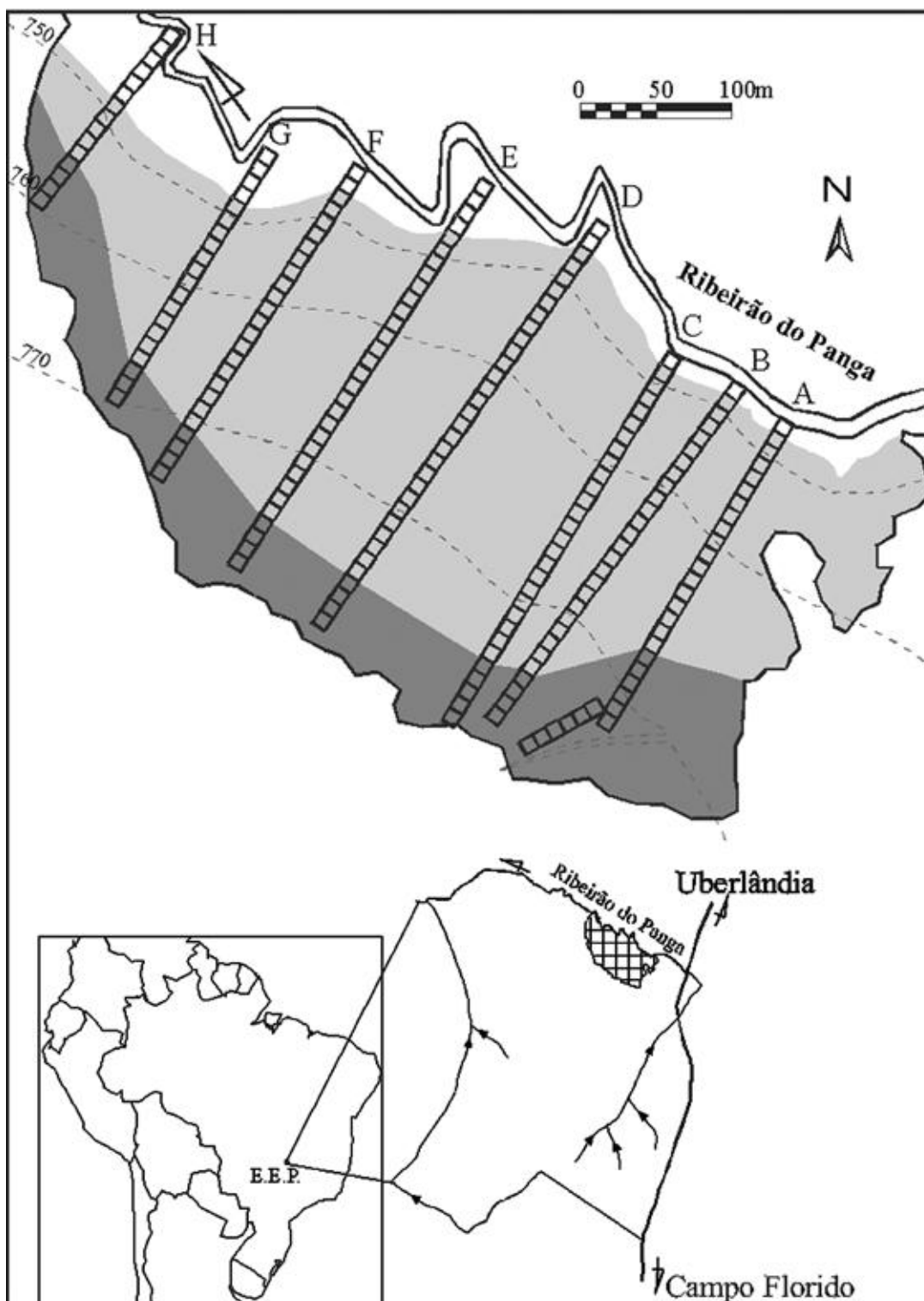


Figura 1.2. Localização do gradiente florestal estudado, fitofisionomias e transectos na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG. Gradiente florestal: mata de galeria (□), floresta estacional semidecidual (▒), cerradão (■); A a H: transectos. Adaptado de Moreno & Schiavini (2001).



Figura 1.3. Detalhe da mata de galeria (A), floresta estacional semidecidual (B) e cerrado (C) presentes no gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Brasil. (Fotos: Ivan Schiavini).

A floresta estacional semidecidual (Figura 1.3b), caracteriza-se por apresentar um percentual de caducifolia em torno de 20 a 50% (Veloso et al. 1991) e altura média do estrato arbóreo entre 15 e 25 m, com a presença alguns indivíduos emergentes (Ribeiro & Walter 2008). Fitofisionomicamente, a floresta estacional semidecidual é semelhante à mata de galeria, porém está localizada em relevo inclinado, como extensão da mata de galeria (Schiavini & Araújo 1989).

O cerradão (Figura 1.3c) é uma formação florestal cuja vegetação consiste de uma composição de espécies comuns ao cerrado sentido restrito, à mata de galeria e à floresta estacional semidecidual, com cobertura arbórea entre 50 e 90% e altura do dossel entre 8 a 15m (Ribeiro & Walter 2008). Na área de estudo, o cerradão está localizado em continuidade com a mata de galeria do ribeirão do Panga, ocupando uma posição mais elevada na topografia (Schiavini & Araújo 1989).

1.2.2. Clima

O clima predominante na região, segundo a classificação de Köppen, é o Aw, com verão quente e úmido, e inverno frio e seco (Rosa et al. 1991). A precipitação média anual é de 1590 mm ($\pm$ 247 mm) e a temperatura média é relativamente uniforme ao longo do ano (Figura 1.4a). A estação úmida ocorre de outubro a março, e a seca de abril a setembro (Figura 1.4b). Os dados de precipitação e temperatura foram disponibilizados pelo Ministério da Agricultura – 5º Distrito de Meteorologia – Estação Uberlândia e pela Estação de Climatologia da Universidade Federal de Uberlândia.

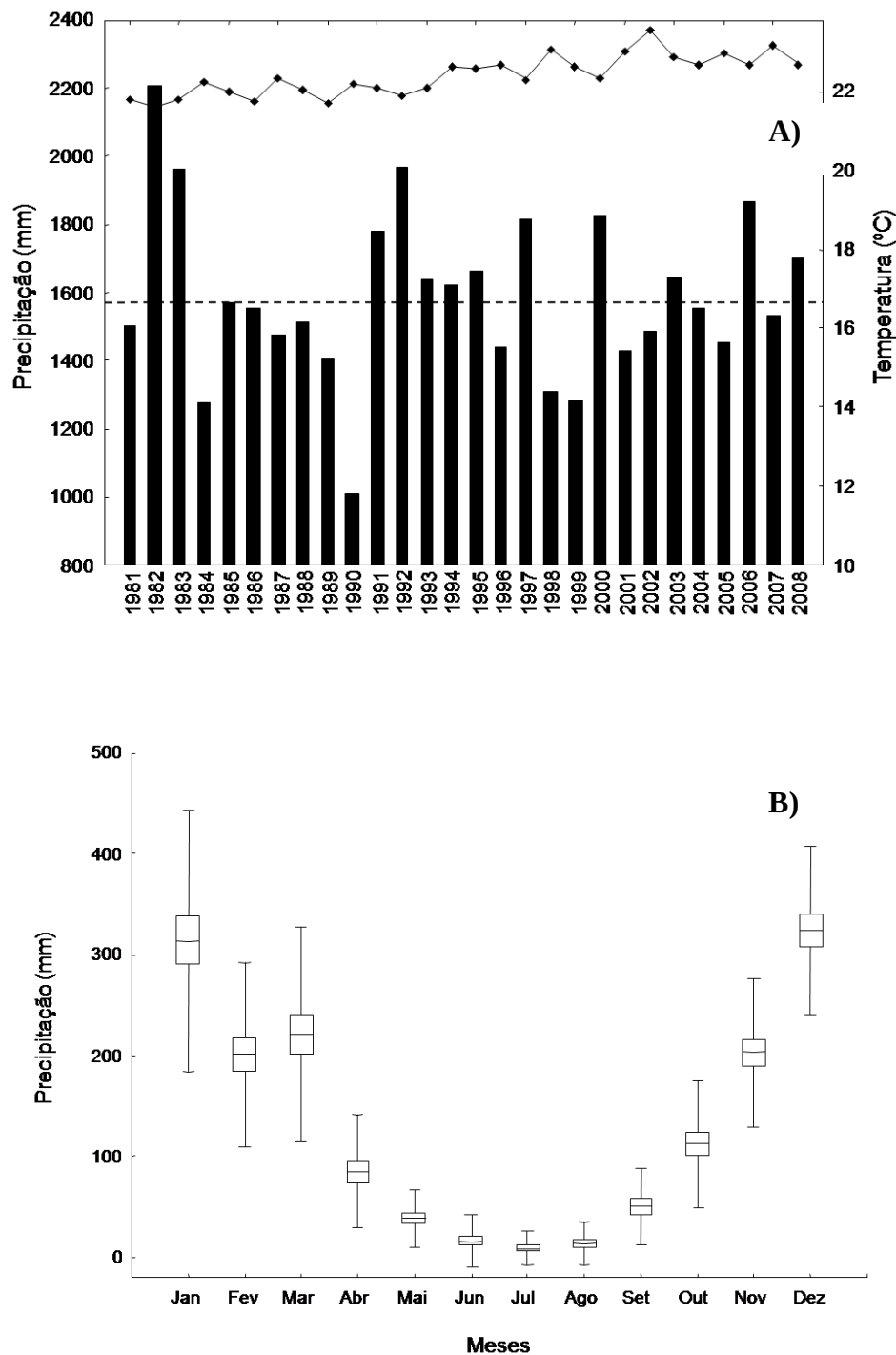


Figura 1.4. Variação anual da precipitação e temperatura (A), e precipitação média mensal (B) ($\pm$ erro padrão) de estações distantes, no máximo, 50 km da área de estudo (Estação Ecológica do Panga). Fonte: Ministério da Agricultura – 5º Distrito de Meteorologia – Estação Uberlândia. Os dados a partir de maio de 1996, inclusive, são da Estação de Climatologia da Universidade Federal de Uberlândia. A linha tracejada corresponde à precipitação média ao longo do período de 1981 a 2008. Os anos assinalados no gráfico correspondem aos períodos de medição (1997, 2002 e 2007). (—) média, (□) erro padrão, (T) desvio padrão.

1.2.3. Solos

A cobertura pedológica da Estação Ecológica do Panga, em geral, apresenta latossolo vermelho-amarelo profundo, distrófico, com textura média em quase toda sua extensão, solos hidromórficos de textura arenosa no fundo dos vales e nódulos ferruginosos disseminados de forma irregular (Lima & Bernardini 1992).

O solo das três fitofisionomias foi classificado como de textura média, acidez média com pH entre 5,0 e 5,9 e com baixos teores de alumínio na floresta estacional semidecidual (Moreno & Schiavini 2001). De acordo com os autores, o gradiente de fertilidade na área de estudo, representado pelos valores para saturação por bases e soma de bases, indica sequência floresta estacional semidecidual > mata de galeria > cerradão.

O gradiente florestal está situado sobre uma vertente predominantemente convexa, voltada para Nordeste, com inclinação de cerca de 4% no topo até mais de 40% sobre rochas na base da formação (Cardoso & Schiavini 2002). A área do gradiente florestal se encontra entre as altitudes aproximadas de 739 m e 773 m, com o ribeirão apresentando uma declividade média de, aproximadamente, 0,18% (Cardoso & Schiavini 2002).

1.2.4. Inventário contínuo

O levantamento foi realizado em 211 parcelas (10 × 10 m), distribuídas em oito transectos paralelos entre si e perpendiculares ao ribeirão Panga (Figura 1.2). Os transectos terminam no limite do cerradão com o cerrado sentido restrito. Todos os indivíduos com circunferência à altura do peito (CAP) maior ou igual a 15 cm foram amostrados em 1997 (T_0). Em 2002 (T_1) e 2007 (T_2) a comunidade foi remeida, para registrar o crescimento (mudança no diâmetro), mortalidade e recrutamento. Recrutas são os indivíduos jovens que

alcançaram o tamanho mínimo de amostragem ($CAP \geq 15$ cm) durante as remediações. Mortos são as árvores que morreram entre os inventários, incluindo aquelas encontradas em pé, caídas no chão ou ausentes na remediação. O conjunto de dados proveniente dos inventários foi utilizado para os cálculos das taxas demográficas para os dois períodos de amostragem (1997-2002 e 2002-2007).

CAPÍTULO 2. MORTALIDADE, RECRUTAMENTO E CRESCIMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS DO GRADIENTE FLORESTAL NO BIOMA CERRADO EM UM PERÍODO DE DEZ ANOS (1997 A 2007)

2.1. INTRODUÇÃO

Estudos de longo prazo sobre mudanças temporais dos remanescentes de florestas tropicais são necessários para permitir a distinção entre processos dinâmicos naturais e mudanças resultantes da ação antrópica (Korning & Balslev 1994a). Além disso, estes estudos podem contribuir para predições sobre crescimento e produtividade florestal, facilitando a implantação de programas de manejo, utilização racional e recuperação das florestas tropicais (Carey et al. 1994). As mudanças que ocorrem na composição e estrutura das florestas tropicais ao longo do tempo são o produto de processos internos, tais como a competição por luz (Harcombe et al. 2002), e externos, como fatores climáticos, geológicos e antropogênicos (Condit et al. 1992).

As comunidades florestais livres de perturbação antrópica apresentam equilíbrio dinâmico, sendo que as mudanças ocorrem continuamente em níveis individuais e populacionais ao longo do tempo, devido a um balanço entre crescimento, recrutamento e mortalidade (Felfili 1995b; Hartshorn 1980; Swaine et al. 1987). Assim, tais comunidades não constituem um único estágio de equilíbrio, mas um mosaico de estágios sucessionais (Hartshorn 1980), com arranjos de espécies e indivíduos em diferentes fases de regeneração e sujeitas a perturbações mais ou menos recorrentes.

Estudos de dinâmica em florestas tropicais foram e continuam sendo fundamentais para a caracterização e compreensão da diversidade e complexidade de populações e comunidades vegetais (Condit et al. 1992). A partir do conhecimento dos processos dinâmicos

que atuam nas modificações da estrutura de uma comunidade florestal torna-se possível inferir qual a tendência futura de um determinado ecossistema (Clark & Clark 1999).

Nas florestas estacionais tropicais e matas de galeria sujeitas a estacionalidade climática anual as taxas de mortalidade e de recrutamento são superiores a 3 %.ano⁻¹, enquanto que nas florestas úmidas essas taxas são mais balanceadas, não ultrapassando 2 %.ano⁻¹ (Carvalho 2009). Estes padrões revelam uma dinâmica mais acelerada para as florestas estacionais e matas de galeria e concordam com a teoria de que a dinâmica destas comunidades é mais intensa do que a encontrada em formações florestais úmidas, em função da sazonalidade, dos processos ecológicos funcionais e sucessionais (Murphy & Lugo 1986; Swaine et al. 1990).

Esse estudo pretende detectar padrões de mortalidade, recrutamento e crescimento da comunidade arbórea baseados no monitoramento dos dados da dinâmica de um gradiente florestal no sudeste do Brasil, composta por três fisionomias contínuas, sendo mata de galeria, floresta estacional semidecidual e cerrado. Essas fitofisionomias estão inseridas dentro das formações florestais do bioma Cerrado e estão submetidas à pronunciada sazonalidade na distribuição das chuvas, que resulta em um longo período de baixa precipitação (Oliveira-Filho & Ratter 2002). Em muitos locais do bioma Cerrado existem regiões ecotonais entre formações savânicas e florestais, sendo a transição entre as fisionomias, geralmente, abrupta e caracterizada por diferenças na densidade arbórea e também na composição de espécies (Rossatto et al. 2009).

A partir da base de dados do gradiente florestal estudado, nosso objetivo foi detectar as tendências nos parâmetros da dinâmica (mortalidade, recrutamento e crescimento) para o gradiente florestal, distinguindo as peculiaridades de suas fitofisionomias e principais espécies arbóreas. Em particular, as seguintes hipóteses são levantadas: (1) O gradiente

florestal apresentará dinâmica acelerada, com altas taxas de mortalidade e recrutamento, por estar estabelecido em clima estacional, (2) As taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento deverão variar de acordo com a estrutura de tamanho e os grupos ecológicos das espécies presentes na comunidade, e (3) O gradiente estará sujeito a um processo de sucessão das espécies ao longo do tempo, ocorrendo uma substituição de espécies dos primeiros estágios por outras de estágios mais tardios.

2.2. MATERIAL & MÉTODOS

2.2.1. Área de estudo

Vide capítulo 1.

2.2.2. Inventário contínuo

Vide capítulo 1.

2.2.3. Análise dos dados

Os parâmetros da dinâmica (mortalidade, recrutamento e crescimento) são descritos para o gradiente florestal, cada fitofisionomia (mata de galeria, floresta estacional semidecidual e cerradão), estrato vertical (sub-bosque, subdossel, dossel e emergente), classes de diâmetro e suas principais espécies ($n \geq 10$ indivíduos) em cada intervalo entre as medições (1997-2002 e 2002-2007).

A diversidade e a equabilidade foram calculadas para o gradiente florestal e suas fitofisionomias para cada período de monitoramento. Como medida de diversidade foi usado o índice de Shannon-Wiener (H') e de equabilidade o índice de Pielou (J'), de acordo com (Magurran 1988). A estrutura da comunidade foi descrita em termos do número de indivíduos e área basal, além do cálculo da distribuição diamétrica da comunidade.

As espécies foram classificadas em grupos ecológicos de acordo com a classificação de Swaine & Whitmore (1988), que reconhece dois grupos principais, pioneiras e não-pioneiras, separados de acordo com a tolerância das espécies em relação à luz. Essa classificação se baseou nas características dos indivíduos na área de estudo e consulta bibliográfica.

A classificação das espécies de acordo com sua ocupação no estrato vertical da comunidade foi estabelecida para cada fitofisionomia separadamente. A análise da estratificação vertical, adaptada de Vale et al. (2009), se baseou nos dados de altura de cada espécie, com o objetivo de representar a real ocupação vertical da mesma na comunidade, ou seja, qual estrato a espécie ocupa quando atinge o seu maior porte na área. Para isso, somente espécies com o mínimo de dez indivíduos na comunidade em 1997 foram utilizadas na análise.

A classificação dos estratos segue os seguintes critérios e intervalos:

Estrato 1 (sub-bosque): $Q3e \leq Mc$

Estrato 2 (subdossel): $Mc < Q3e < Q3c$

Estrato 3 (dossel): $Q3e \geq Q3c \leq D9c$

Estrato 4 (emergente): $Q3e > D9c$

onde Q3e e Q3c são, respectivamente, o terceiro quartil das alturas dos indivíduos da espécie e da comunidade; Mc é a mediana das alturas dos indivíduos amostrados da comunidade; D9c é o nono decil das alturas dos indivíduos amostrados da comunidade.

As taxas anuais médias de mortalidade (M) e recrutamento (R) se baseiam no modelo logarítmico (Swaine & Lieberman 1987) e no modelo algébrico proposto por Sheil et al. (1995) e Sheil et al. (2000) modificado por Oliveira-Filho et al. (2007), para facilitar comparações das taxas com outros trabalhos publicados.

Seguindo as recomendações de Swaine & Lieberman (1987), as taxas de mortalidade e recrutamento foram calculadas de acordo com o modelo logarítmico, o qual assume que a mortalidade declina logaritmicamente com o tempo, conforme a equação:

$$M(R) = [\ln(n_0) - \ln(n_i)]/t \times 100$$

onde, M e R são, respectivamente, as taxas de mortalidade média ($M > 0$) e recrutamento médio anual ($R > 0$); n_0 é o número de indivíduos na primeira medição; n_i é o número de indivíduos na segunda medição (no caso do recrutamento, é o número inicial de indivíduos somado ao número de recrutas); t é o intervalo de tempo entre as medições.

De acordo o modelo algébrico apresentado por Sheil et al. (1995) e Sheil et al. (2000), as taxas de mortalidade e recrutamento assumem mudanças em tamanho populacional por intervalo de tempo em proporção constante do tamanho inicial da população, conforme a seguir:

$$M = \{1 - [(N_0 - m)/N_0]^{1/t}\} \times 100$$

$$R = [1 - (1 - r/N_i)^{1/t}] \times 100$$

onde N_0 e N_t são, respectivamente, as contagens inicial e final de árvores individuais; m e r são, respectivamente, o número de árvores mortas e recrutadas; t é o intervalo de tempo entre as medições.

Como a área basal também está envolvida nos processos de mortalidade e recrutamento, as taxas anuais médias de perda (P) e ganho (G) em área basal dos indivíduos foram estimadas como se segue (Werneck & Franceschinelli 2004):

$$P = \{1 - [(AB_0 - AB_m)/AB_0]^{1/t}\} \times 100$$

$$G = \{[(AB_0 + AB_r + AB_g)/AB_0]^{1/t} - 1\} \times 100$$

onde AB_0 é a área basal inicial das árvores; AB_m e AB_r são, respectivamente, as áreas basais do mortos e recrutadas; AB_g é o incremento em área basal das árvores sobreviventes e t é o intervalo de tempo entre as medições.

Para expressar a dinâmica global, as taxas de rotatividade (*turnover*) em número de indivíduos (T_N) e área basal (T_{AB}) foram calculadas a partir, respectivamente, das médias das taxas de mortalidade e recrutamento, e de perda e ganho em área basal (Oliveira-Filho et al. 2007):

$$T_N = (M + R)/2$$

$$T_{AB} = (P + G)/2$$

O crescimento é, geralmente, expresso em termos de diâmetro e área basal. O diâmetro é o principal determinante da área basal, o que justifica a preferência de expressar o crescimento baseado no diâmetro (Braga & Rezende 2007). O cálculo do incremento diamétrico anual, expressa o crescimento anual de um indivíduo, e se baseia na diferença nos

valores de diâmetro registrada entre os intervalos de medição dividida pelo tempo transcorrido em anos (Finger 1992), conforme fórmula descrita abaixo:

$$IDA = DAP_f - DAP_i / t$$

onde *IDA* é o incremento diamétrico anual, *DAP_f* e *DAP_i* são, respectivamente, o diâmetro à altura do peito final e inicial e *t* é o intervalo de tempo entre as medições.

Os incrementos médios foram calculados para as árvores sobreviventes entre os períodos de 1997-2002 e 2002-2007. Para os cálculos do IDA, os incrementos negativos registrados para alguns indivíduos foram modificados para o valor zero, considerando-se que não houve crescimento no período, conforme adotado por Felfili (1995b). Os incrementos negativos representam menos que 0,01% da totalidade dos incrementos analisados na comunidade.

As diferenças nas taxas de mortalidade e recrutamento entre os estratos verticais para cada período foram verificadas por meio do teste Kruskal-Wallis, seguido pelo teste de Mediana para comparações múltiplas entre os estratos. Estes dois testes são alternativas não-paramétricas à análise de variância. O teste de Mediana quantifica o número de vezes em cada estrato se posiciona acima ou abaixo da mediana, e compara com o valor da distribuição Qui-quadrado em uma tabela de contingência com os valores observados e esperados (StatSoft 2005). O teste não-paramétrico de Mann-Whitney foi usado para comparar os valores médios das taxas de mortalidade e recrutamento entre os períodos de medição (1997-2002 e 2002-2007) para cada estrato. As análises estatísticas foram efetuadas pelo programa STATISTICA 7.1 (StatSoft 2005), em nível de significância de 5%.

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Gradiente florestal e fitofisionomias

Em 1997, o gradiente estudado apresentou 3797 indivíduos no total, com área basal de 23,95 m²/ha. Em geral, os resultados sugerem, com exceção do cerradão, uma redução líquida da densidade no gradiente florestal ao longo do intervalo de 10 anos (Tabela 2.1), como resultado de taxas de mortalidade superiores às de recrutamento (Tabela 2.2). A área basal do gradiente aumentou durante o período de estudo, com destaque para o cerradão (Tabela 2.1). Em relação à composição florística, o número de espécies reduziu ao longo do tempo. A flutuação no número de espécies se deve à entrada e saída das espécies raras na comunidade ($n < 2$), não provocando mudanças nos valores estimados de diversidade e equabilidade (Tabela 2.1). O mesmo resultado também foi observado para as famílias botânicas. Dentre as espécies raras que deixaram de compor a lista florística do gradiente, se observam espécies com ocorrência restrita ao cerradão e típicas da área adjacente de cerrado sentido restrito, como *Caryocar brasiliense*, *Kielmeyera coriacea*, *Stryphnodendron polyphyllum*, *Strychnos pseudoquina* e *Myrcia variabilis*.

De acordo com o modelo algébrico, o gradiente florestal apresentou taxas de mortalidade de 2,60 e 3,31 %.ano⁻¹ para os intervalos de 1997-2002 e 2002-2007, respectivamente. As taxas de recrutamento para os mesmos períodos foram 1,98 e 2,29 %.ano⁻¹. As taxas de mortalidade e recrutamento aumentaram para todas as fitofisionomias, com exceção da mata de galeria que apresentou redução na taxa de recrutamento (Tabela 2.2). O mesmo padrão foi observado para o modelo logarítmico, com taxas de mortalidade semelhantes aos valores supracitados (Tabela 2.2).

As taxas de mortalidade aumentaram entre os intervalos de monitoramento, sendo observada tendência similar para as taxas de recrutamento, com exceção da mata de galeria que reduziu ao longo do período de 10 anos (Tabela 2.2). Todas as fisionomias florestais, com exceção do cerradão, apresentaram desbalanço em favor da mortalidade. As taxas de recrutamento registradas no cerradão foram mais elevadas dentro do gradiente florestal, acima de $3\%.\text{ano}^{-1}$, de acordo com o modelo algébrico (Tabela 2.2).

A floresta estacional semidecidual apresentou a maior perda em área basal para os dois intervalos de medição, enquanto o cerradão registrou as taxas mais elevadas (Tabela 2.2), devido à mortalidade de árvores grandes na floresta estacional semidecidual e ao elevado recrutamento no cerradão. Considerando tanto as taxas de rotatividade em relação ao número de indivíduos quanto em relação à área basal, é possível expressar a dinâmica global do gradiente como cerradão > floresta estacional semidecidual > mata de galeria ao longo do período de 10 anos (Tabela 2.2).

Tabela 2.1. Características do gradiente florestal e suas fitofisionomias em 1997, 2002 e 2007 na Estação Ecológica do Panga, Brasil.

	Mata de Galeria (0,21 ha)			Floresta Semidecidual (1,5 ha)			Cerradão (0,4 ha)			Gradiente (2,11 ha)		
	1997	2002	2007	1997	2002	2007	1997	2002	2007	1997	2002	2007
Famílias	30	31	29	41	41	40	41	40	40	51	50	48
Espécies	60	62	58	113	116	113	97	95	92	162	160	151
Diversidade (H')	3,60	3,60	3,54	3,79	3,84	3,84	3,81	3,79	3,73	4,13	4,15	4,12
Equabilidade (J)	0,88	0,87	0,87	0,80	0,81	0,81	0,83	0,83	0,83	0,81	0,82	0,82
Área Basal (m ²)	4,99	5,58	5,51	32,02	32,74	32,53	8,33	9,64	10,13	45,77	47,97	48,17
Área Basal (m ² /ha)	23,76	26,57	26,24	21,35	21,83	21,69	20,83	24,10	25,33	21,69	22,73	22,83
Densidade	356	349	315	2514	2344	2170	927	985	1005	3797	3678	3490
Densidade (ha)	1695	1662	1500	1676	1563	1447	2318	2463	2513	1800	1743	1654

Tabela 2.2. Parâmetros da dinâmica do gradiente florestal e suas fitofisionomias ao longo de 10 anos na Estação Ecológica do Panga, Brasil. M = taxa de mortalidade média anual, R = taxa de recrutamento médio anual, T_N = taxa de rotatividade em número de indivíduos, P = perda em área basal (*outgrowth*), G = ganho em área basal (*ingrowth*), T_{AB} = taxa de rotatividade em área basal. ^a modelo de acordo com Oliveira-Filho et al. (2007), ^b modelo de acordo com Swaine & Lieberman (1987).

Parâmetro	Mata de Galeria		Floresta Semidecidual		Cerradão		Gradiente	
	1997-2002	2002-2007	1997-2002	2002-2007	1997-2002	2002-2007	1997-2002	2002-2007
M (%.ano ⁻¹) ^a	2,11	2,98	2,97	3,57	1,81	2,79	2,60	3,31
M (%.ano ⁻¹) ^b	2,13	3,03	3,02	3,64	1,83	2,83	2,64	3,36
R (%.ano ⁻¹) ^a	1,72	0,97	1,60	2,08	3,00	3,18	1,98	2,29
R (%.ano ⁻¹) ^b	1,57	0,84	1,40	1,76	2,79	2,83	1,76	1,97
T _N (%.ano ⁻¹)	1,92	1,98	2,29	2,83	2,41	2,99	2,29	2,80
P (%.ano ⁻¹)	1,81	2,15	2,07	2,37	1,07	2,30	1,84	2,33
G (%.ano ⁻¹)	0,62	1,76	2,33	2,04	3,88	2,88	2,59	2,21
T _{AB} (%.ano ⁻¹)	1,21	1,96	2,20	2,20	2,47	2,59	2,21	2,27

As espécies analisadas no estudo da estrutura vertical do gradiente florestal representam, respectivamente, 92% e 41% do número de indivíduos e espécies da comunidade arbórea. As espécies do dossel e subdossel dominaram o gradiente de 1997 a 2007, sendo seguidas pelas espécies do sub-bosque e emergentes (Tabela 2.3). Não houve mudança na proporção de espécies nos estratos ao longo do período de monitoramento.

Tabela 2.3. Mudanças na distribuição dos indivíduos e das espécies com maior densidade ($n > 10$) do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga em cada estrato ao longo do período de 10 anos (1997 a 2007). Números em parênteses são porcentagens nos estratos.

Estrato	Número de indivíduos			Número de espécies	
	1997	2002	2007	1997 a 2007	
Sub-bosque	683 (19,5)	684 (20,3)	729 (22,9)	14	(20,9)
Subdossel	1079 (30,9)	1024 (30,4)	946 (29,8)	17	(25,4)
Dossel	1492 (42,7)	1420 (42,1)	1250 (39,3)	29	(43,3)
Emergente	241 (6,9)	242 (7,2)	254 (8,0)	7	(10,4)
Total	3495	3370	3179	67	

Os valores de altura encontrados para cada estrato é apresentado na Tabela 2.4. A mediana das alturas dos indivíduos da floresta estacional semidecidual e mata de galeria foi de 9 m, o terceiro quartil de 13 m e o nono decil de 14m (Tabela 2.4). A floresta estacional semidecidual e a mata de galeria tiveram o mesmo limite de altura por estrato ($Mc = 9$ m, $3Qc = 12$ m, $9Dc = 14$ m), com o cerradão apresentando valores um pouco menores ($Mc = 8$ m, $3Qc = 10$ m, $9Dc = 12$ m).

Tabela 2.4. Descrição das categorias de estratificação vertical das espécies para o gradiente florestal. MG = mata de galeria, FES = floresta estacional semidecidual, C = cerrado, h = altura (m).

ESTRATO	FITOFISIONOMIA		
	MG	FES	C
Sub-bosque	$h \leq 9$	$h \leq 9$	$h \leq 8$
Subdossel	$9 < h < 12$	$9 < h < 12$	$8 < h < 10$
Dossel	$12 \leq h \leq 14$	$12 \leq h \leq 14$	$10 \leq h \leq 12$
Emergente	$h > 14$	$h > 14$	$h > 12$

Em geral, somente as espécies do estrato emergente apresentaram taxas de mortalidade média anual abaixo da média do gradiente florestal e menores que aquelas observadas para os demais estratos (Figura 2.1). Entretanto, a diferença foi significativa apenas para o período de 2002 a 2007 ($H_{3, 67} = 8,66$; $p = 0,03$), com o estrato emergente apresentando menor mortalidade que o sub-bosque ($z = 2,87$; $p = 0,02$).

Em relação às taxas médias anuais de recrutamento, apenas o sub-bosque mostrou valores acima daqueles encontrados para a comunidade florestal nos dois períodos de medição (Figura 2.1). Houve diferença significativa entre as taxas dos estratos somente no período de 2002 a 2007 ($H_{3, 67} = 10,70$; $p = 0,01$), com o sub-bosque apresentando maior recrutamento que o dossel ($z = 2,81$; $p = 0,03$).

Em relação às taxas de mortalidade, apenas o dossel apresentou aumento significativo na mortalidade de 1997-2002 para 2002-2007 ($U = 293,5$, $p = 0,04$). Não houve mudança significativa nas taxas de recrutamento entre os dois períodos de medição para os quatro estratos analisados.

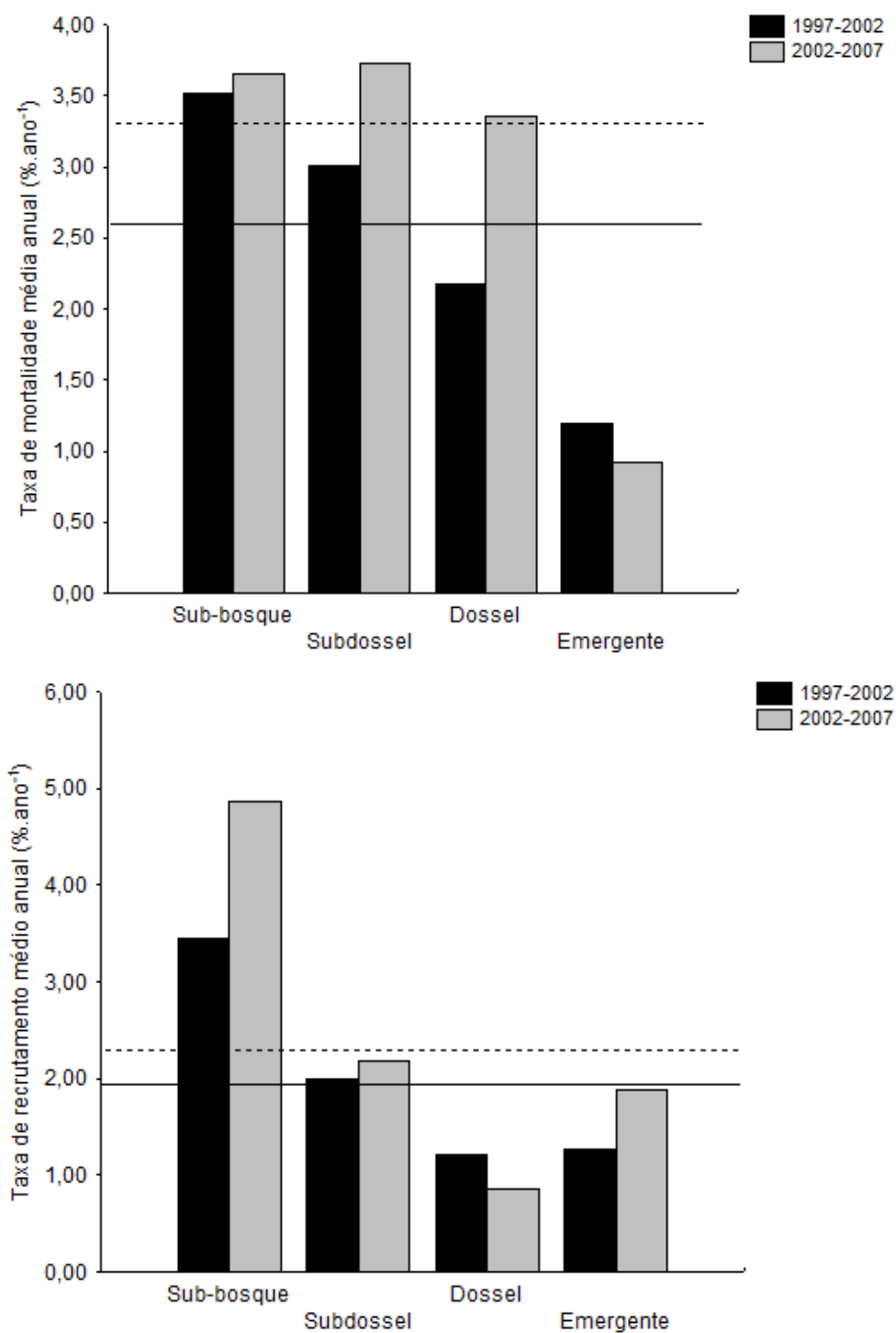


Figura 2.1. Taxas médias anuais de mortalidade e recrutamento das espécies arbóreas nos estratos verticais nos períodos de 1997-2002 e 2002-2007 do gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Brasil. As linhas sólida e pontilhada representam, respectivamente, as taxas médias anuais do gradiente florestal referente aos períodos de 1997-2002 e 2002-2007.

A distribuição diamétrica de todos os indivíduos do gradiente florestal apresentou uma curva em J reverso ao longo do período de 10 anos (Figura 2.2), sem mudança na estrutura diamétrica entre os intervalos de medição ($D = 0,083$, $p > 0,05$). A estrutura diamétrica para todos os períodos revelou que o gradiente é composto, principalmente, por árvores pequenas, com cerca 90% dos indivíduos com diâmetro abaixo de 20,8 cm. O diâmetro máximo registrado foi de 62,1 cm.

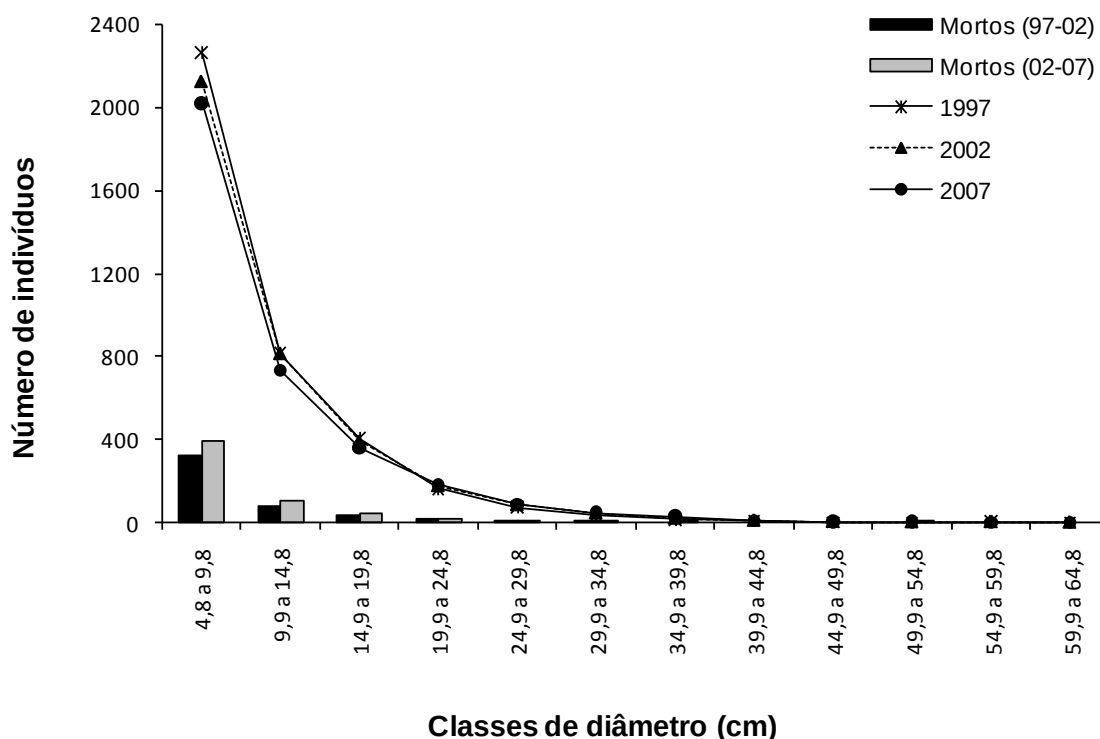


Figura 2.2. Número de indivíduos e de mortos, por classes de diâmetro, para o gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga entre os anos de 1997 a 2007.

No gradiente florestal, a mortalidade ao longo do intervalo de 10 anos foi mais acentuada nas menores classes de diâmetro (Figura 2.2). As taxas médias anuais de mortalidade, por classe diamétrica, revelam valores acima da média registrada para o gradiente apenas na primeira classe, que conteve, aproximadamente, 69% de todas as árvores

mortas (Figura 2.3). As demais classes mostraram taxas abaixo da média observada no gradiente florestal, diminuindo das classes com menor diâmetro até as maiores (Figura 2.3). O valor elevado observado para a antepenúltima classe se deve à morte de um único indivíduo em uma faixa de diâmetro com poucos representantes ($n = 3$).

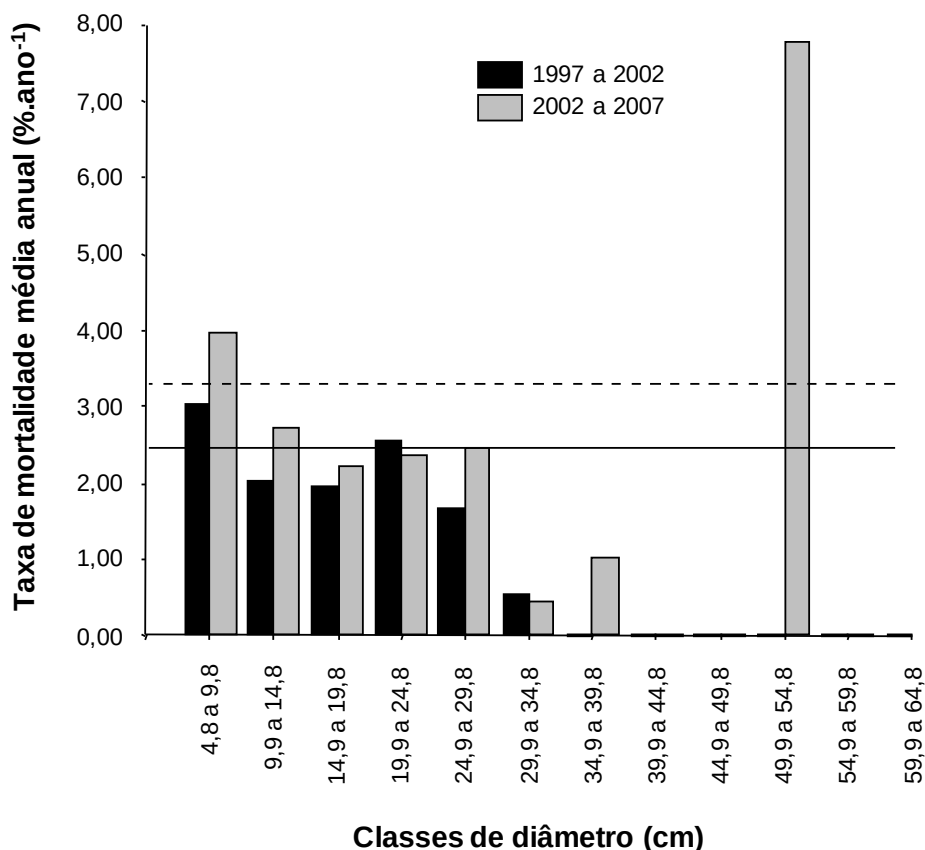


Figura 2.3. Taxa de mortalidade média anual, por classes de diâmetro, nos períodos 1997-2002 e 2002-2007, para o gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Brasil. As linhas sólida e pontilhada representam, respectivamente, as taxas médias anuais de mortalidade da comunidade referente aos períodos de 1997-2002 e 2002-2007.

Os valores médios anuais do incremento diamétrico do gradiente florestal nos períodos de 1997-2002 e 2002-2007 foram, respectivamente, 0,15 e 0,13 cm.ano^{-1} . A variação entre os incrementos calculados em cada período foi elevada, sendo 131% no intervalo de 1997 a 2002

e 150% no intervalo de 2002 a 2007 (Tabela 2.5). As medianas do incremento diamétrico anual são bem menores que os valores observados para as médias, mostrando maior uniformidade entre as fitofisionomias, com exceção do cerradão para o período de 1997-2002 (Tabela 2.5).

Tabela 2.5. Média e mediana do incremento diamétrico anual do gradiente florestal e suas fitofisionomias na Estação Ecológica do Panga, para os períodos de 1997-2002 e 2002-2007. CV = coeficiente de variação, N = número de indivíduos sobreviventes, MG = mata de galeria, FES = floresta estacional semidecidual, C = cerradão.

	MG		FES		C		Gradiente	
	1997-02	2002-07	1997-2002	2002-07	1997-02	2002-07	1997-02	2002-07
Média (cm)	0,14	0,13	0,14	0,12	0,19	0,15	0,15	0,13
CV (%)	131	153	136	161	118	129	131	150
Mediana (cm)	0,06	0,06	0,06	0,03	0,13	0,06	0,06	0,06
N	320	300	2162	1954	846	855	3328	3109

A análise dos incrementos por fitofisionomia indicou que, no período de 1997-2002, o cerradão apresentou incremento diamétrico anual acima do valor observado para o gradiente florestal e demais fitofisionomias (Figura 2.4). Entretanto, no período de 2002-2007, a diferença nos incrementos em diâmetro foi alterada na ordem cerradão = mata de galeria > gradiente florestal > floresta estacional semidecidual. Os resultados do teste Kruskal-Wallis (H) e teste de Mediana (z) para comparações múltiplas entre as fitofisionomias são apresentados na Tabela 2.6.

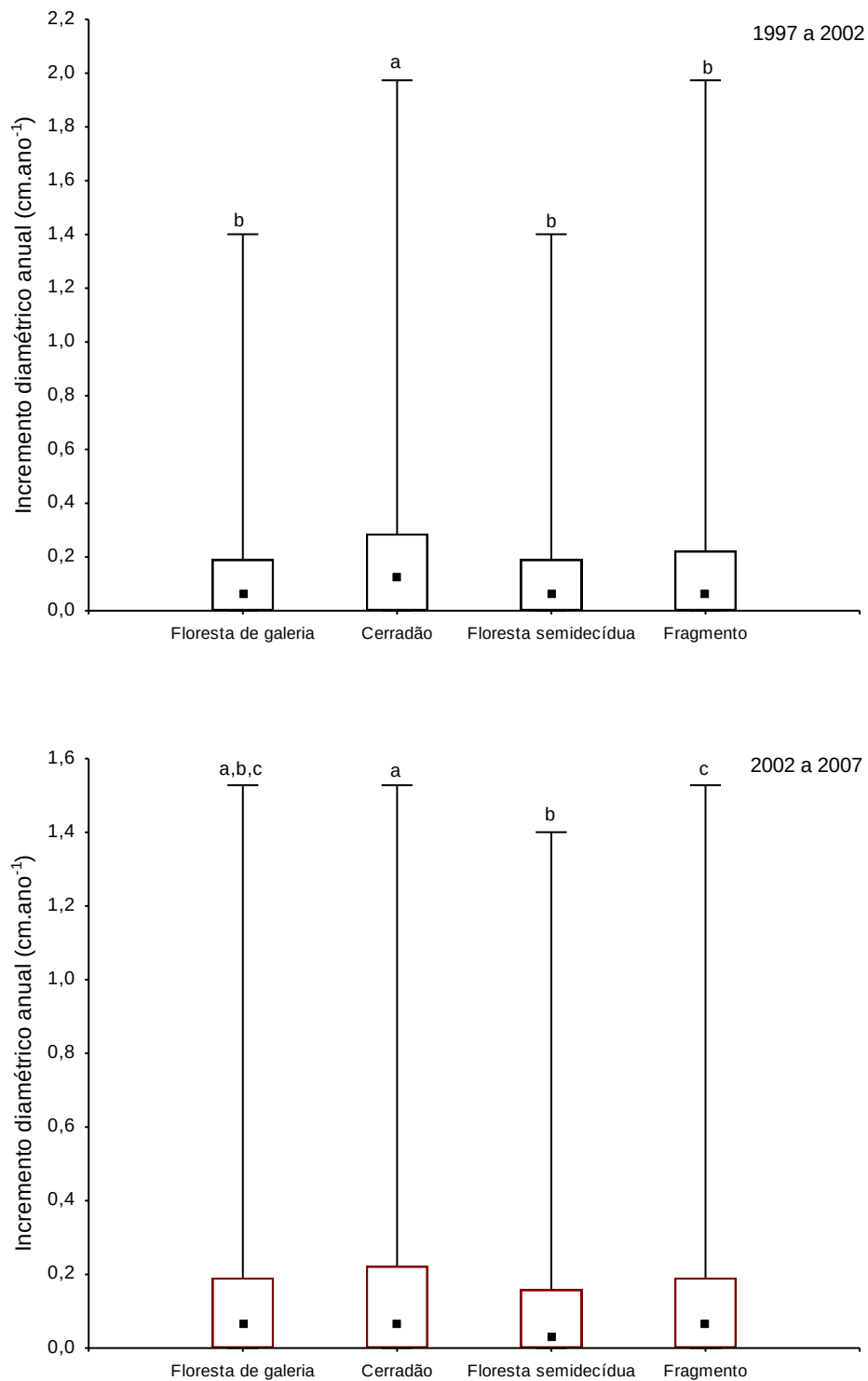


Figura 2.4. Incremento diamétrico anual do gradiente florestal e suas fitofisionomias na Estação Ecológica do Panga, nos períodos de 1997-2002 e 2002-2007. (■) Mediana, (□) quartis (25%-75%), (T) valores mínimo e máximo. Fitofisionomias com letras diferentes apresentam diferença significativa no incremento diamétrico anual pelo teste de Mediana ($p < 0,05$).

Tabela 2.6. Resultados do teste de Mediana (z) para comparações múltiplas do incremento diamétrico anual entre as fitofisionomias para os períodos de 1997-2002 ($H_{3,6656} = 41,38$; $p < 0,05$) e 2002-2007 ($H_{3,6218} = 37,31$; $p < 0,05$) na Estação Ecológica do Panga. Valores com asterisco apresentam diferença significativa ($p < 0,05$). MG = mata de galeria, C = cerradão, FES = floresta estacional semidecidual, GF = gradiente florestal.

	MG	C	FES	GF		MG	C	FES	GF
	1997 a 2002					2002 a 2007			
MG	-	3,279*	0,663	0,494		-	1,972	1,743	0,521
C	3,279*	-	6,285*	4,838*		1,972	-	5,862*	4,243*
FES	0,663	6,285*	-	2,484		1,743	5,862*	-	2,651*
GF	0,494	4,838*	2,484	-		0,521	4,243*	2,651*	-

O incremento diamétrico anual do gradiente aumentou da menor classe de diâmetro em direção às classes maiores (Figura 2.5). As árvores com diâmetro maior (DAP > 20 cm) apresentaram valores médios anuais de incremento diamétrico acima das médias observadas para o gradiente florestal (Figura 2.5), sugerindo que indivíduos maiores tendem a crescer mais.

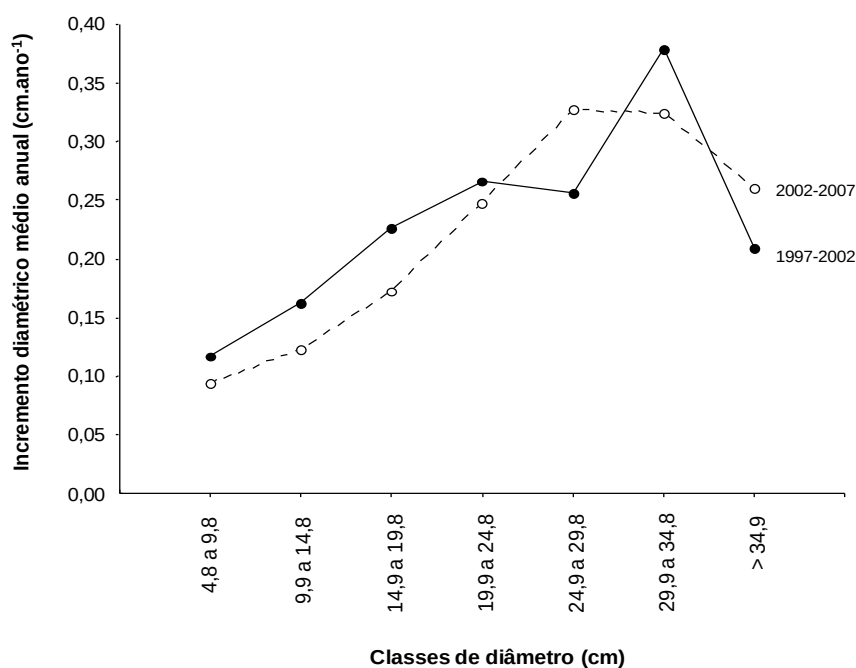


Figura 2.5. Incremento diamétrico médio anual, por classes de diâmetro, para o gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, nos períodos de 1997-2002 e 2002-2007.

2.3.2. Espécies

A listagem das espécies arbóreas e suas respectivas famílias botânicas amostradas no gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, entre 1997 e 2007, encontra-se na Tabela 2.7. Durante o período de 10 anos, 88% das espécies amostradas no gradiente florestal ocorreram em todos os intervalos de monitoramento e, dentre estas, 22% não sofreram nenhuma alteração em suas densidades ao longo do período de estudo.

As espécies que tiveram maior redução de suas populações ao longo do intervalo de 10 anos (Figura 2.6a), apresentaram taxas de mortalidade média anual elevadas, acima da média observada para o gradiente florestal (2,60 e 3,31 $\%.\text{ano}^{-1}$), classificadas como pioneiras, estando a maioria presente no dossel e subdossel da comunidade arbórea. Em contrapartida, as espécies que apresentaram aumento elevado no número de indivíduos nesse mesmo período (Figura 2.6b), mostraram taxas de recrutamento médio anual altas, acima da média do gradiente florestal (1,98 e 2,29 $\%.\text{ano}^{-1}$), sendo características do subdossel e sub-bosque, e não-pioneiras. A tendência observada de redução e aumento em relação ao número de indivíduos dessas espécies também foi encontrada para a área basal (Figura 2.6). A espécie *Siparuna guianensis* também está se destacando quanto à expansão de sua população, atualmente restrita ao cerradão do gradiente florestal estudado.

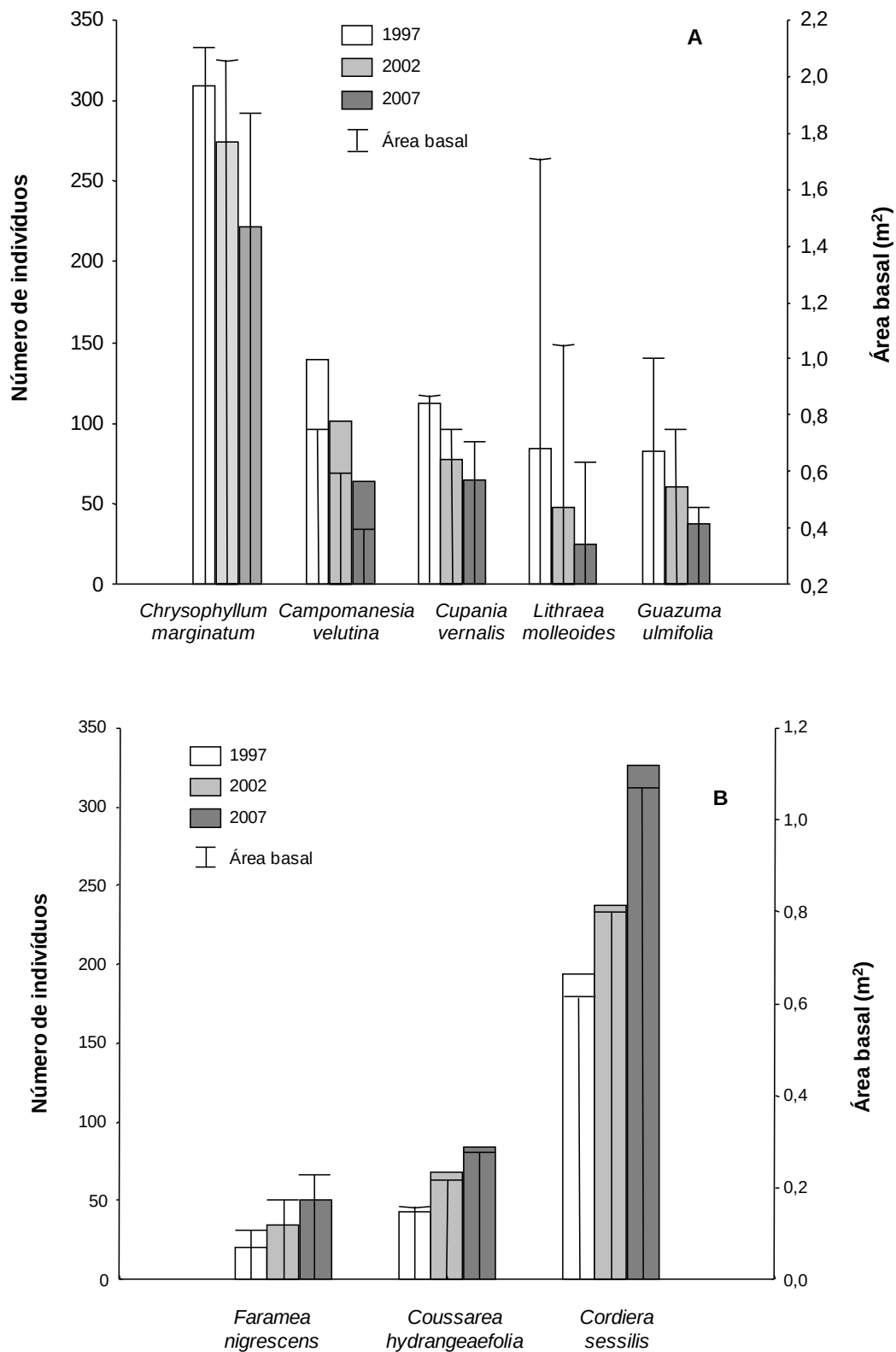


Figura 2.6. Espécies arbóreas com redução (A) e aumento (B) elevados na densidade entre os períodos de 1997 a 2007 no gradiente florestal da estação ecológica do Panga, Brasil. As colunas e linhas representam, respectivamente, o número de indivíduos e a área basal de cada espécie.

Tabela 2.7. Lista das espécies arbóreas do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Brasil. As espécies estão em ordem alfabética das famílias botânicas (165 espécies e 53 famílias), seguidas de suas respectivas ocorrências nas fitofisionomias durante o intervalo de 1997 a 2007. C = cerradão, FES = floresta estacional semidecidual, MG = mata de galeria, N97 = número de indivíduos em 1997, N02 = número de indivíduos em 2002 e N07 = número de indivíduos em 2007.

FAMÍLIA / ESPÉCIE	C	FES	MG	N97	N02	N07
ANACARDIACEAE						
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	X	X		6	6	6
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	X	X	X	84	48	25
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	X	X	X	102	110	103
ANNONACEAE						
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	X			3	3	3
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltdl.	X	X		7	10	4
<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.			X	1	1	1
<i>Unonopsis lindmanii</i> R.E.Fr.		X	X	4	6	8
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	X	X		28	38	43
APOCYNACEAE						
<i>Aspidosperma cuspa</i> (Kunth) S.F.Blake ex Pittier	X	X	X	97	94	91
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	X	X	X	43	48	47
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.		X		10	12	9
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.		X		26	26	23
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A.DC.	X	X		32	30	28
ARALIACEAE						
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.		X	X	11	13	14
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin	X			2	1	1
ARECACEAE						
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.		X		8	7	7
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	X			1	1	1
ASTERACEAE						
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	X			1	-	-
BIGNONIACEAE						
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	X			1	1	1
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. Ex DC) Mattos	X	X		3	2	2
<i>Handroanthus umbellatus</i> (Sonder) Mattos	X		X	5	5	4
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	X	X	X	22	22	21
BORAGINACEAE						
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken		X		1	1	1
<i>Cordia</i> sp.	X	X		6	5	4

continua

continuação

FAMÍLIA / ESPÉCIE	C	FES	MG	N97	N02	N07
BURSERACEAE						
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand		X	X	43	45	51
CANNABACEAE						
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.		X		2	2	1
CARYOCARACEAE						
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	X			2	-	-
CELASTRACEAE						
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers.) A.C.Sm.		X	X	7	7	8
<i>Maytenus floribunda</i> Reissek	X	X		40	44	46
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	X			4	4	2
CHRYSOBALANACEAE						
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth. ex Hook.	X			1	1	1
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	X			1	2	3
<i>Licania humilis</i> Cham. & Schltdl.	X			1	1	1
CLUSIACEAE						
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.			X	12	18	16
<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.		X		2	2	3
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	X			1	1	-
COMBRETACEAE						
<i>Terminalia argentea</i> (Cambess.) Mart.	X	X		6	6	6
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	X	X	X	65	64	68
<i>Terminalia phaeocarpa</i> Eichler	X	X		52	53	44
CONNARACEAE						
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	X			4	1	1
EBENACEAE						
<i>Diospyros burchellii</i> Hiern.	X			14	16	15
<i>Diospyros hispida</i> A.DC.	X	X		198	195	170
ERYTHROXYLACEAE						
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.		X	X	14	9	7
EUPHORBIACEAE						
<i>Croton urucurana</i> Baill.		X	X	3	1	-
FABACEAE						
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	X	X		10	10	11
<i>Acosmium subelegans</i> (Mohlenbr.) Yakovlev	X			16	15	9
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart		X		2	2	3
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	X	X	X	110	108	105
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.		X		2	2	2
<i>Bauhinia unguolata</i> L.	X	X	X	21	20	17

continua

continuação

FAMÍLIA / ESPÉCIE	C	FES	MG	N97	N02	N07
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	X			8	8	6
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	X	X	X	46	50	56
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	X			1	1	1
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	X			2	1	1
<i>Enterolobium gummiiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	X			1	1	-
<i>Hymenaea courbaril</i> L.		X	X	22	21	21
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.		X		2	2	2
<i>Inga marginata</i> Willd.		X	X	2	2	1
<i>Inga vera</i> Willd.		X	X	17	17	13
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) Az-Tozzi & H.C.Lima		X		2	2	2
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	X	X		50	47	40
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel		X		9	12	12
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	X	X	X	46	43	35
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel		X		8	8	8
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms		X		1	2	2
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.		X		6	4	4
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	X	X	X	40	42	40
<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	X	X	X	8	8	7
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	X			1	-	-
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.		X		9	11	13
LACISTEMACEAE						
<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J.Bergius) Rusby	X			-	1	1
LAMIACEAE						
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.		X		1	1	1
LAURACEAE						
<i>Aniba heringeri</i> Vattimo-Gil			X	4	3	3
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.		X	X	23	18	18
Lauraceae 1			X	1	1	1
Lauraceae 2	X			1	-	-
<i>Nectandra cissiflora</i> Nees		X	X	32	33	41
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	X	X	X	11	8	12
<i>Ocotea minarum</i> (Nees) Mez	X	X		15	17	16
<i>Ocotea percoriacea</i> (Meisn.) Kosterm.			X	1	-	-
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	X	X	X	43	32	19
LECYTHIDACEAE						
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze		X		10	10	10
LOGANIACEAE						
<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil.	X			1	-	-

continua

continuação

FAMÍLIA / ESPÉCIE	C	FES	MG	N97	N02	N07
MAGNOLIACEAE						
<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.			X	8	7	6
MALPIGHIACEAE						
<i>Byrsonima crassa</i> Nied.	X			2	1	1
<i>Byrsonima</i> sp.	X			1	1	1
MALVACEAE						
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.		X		2	2	2
<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns		X		6	6	7
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	X			1	1	-
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	X	X	X	83	60	37
<i>Luehea divaricata</i> Mart.		X	X	28	24	23
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	X	X		91	91	96
<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) Robyns	X	X		6	5	5
MELASTOMATACEAE						
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	X			4	6	8
<i>Miconia calvescens</i> Schrank & Mart. ex DC.		X		1	1	-
MELIACEAE						
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.			X	1	1	1
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	X			1	1	1
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.		X		-	-	1
<i>Trichilia pallida</i> Sw.		X	X	5	7	7
MORACEAE						
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	X	X		3	3	1
<i>Ficus enormis</i> (Mart. ex Miq.) Mart.	X			1	1	1
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Steud.		X		1	1	-
MYRISTICACEAE						
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	X	X		2	2	7
MYRSINACEAE						
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) Roem. & Schult.	X	X	X	15	15	10
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	X	X		60	61	45
MYRTACEAE						
<i>Calyptanthus widgreniana</i> O.Berg			X	10	9	6
<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O.Berg		X		139	101	63
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	X			1	1	1
<i>Eugenia florida</i> DC.	X	X	X	20	22	22
<i>Eugenia involucrata</i> DC.		X		16	23	25
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.		X	X	9	9	13
<i>Myrcia castrensis</i> (O. Berg) D. Legrand			X	1	1	-
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.			X	1	1	-

continua

continuação

FAMÍLIA / ESPÉCIE	C	FES	MG	N97	N02	N07
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	X	X		66	45	31
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	X	X		39	40	40
<i>Myrcia variabilis</i> DC.	X			2	1	-
<i>Psidium rufum</i> DC.		X		5	5	5
<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied.		X		5	5	8
<i>Psidium</i> sp.		X		4	4	4
NYCTAGINACEAE						
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	X			2	2	2
<i>Guapira venosa</i> (Choisy) Lundell		X		2	2	3
<i>Neea hermaphrodita</i> S.Moore			X	2	2	2
OCHNACEAE						
<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	X	X		10	10	12
OLACACEAE						
<i>Heisteria ovata</i> Benth.	X			-	1	1
OLEACEAE						
<i>Chionanthus trichotomus</i> (Vell.) P.S.Green		X	X	11	13	13
OPILIACEAE						
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.	X	X		2	3	3
PHYLLANTHACEAE						
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.		X		2	2	3
<i>Phyllanthus acuminatus</i> Vahl		X		1	1	2
PICRAMNIACEAE						
<i>Picramnia sellowii</i> Planch.			X	1	1	-
POLYGONACEAE						
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	X	X		3	3	2
PROTEACEAE						
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	X	X		23	22	21
<i>Roupala montana</i> Aubl.	X	X		28	27	25
RHAMNACEAE						
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	X	X	X	53	45	36
ROSACEAE						
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	X			3	2	1
RUBIACEAE						
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	X	X	X	193	237	327
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	X	X	X	43	68	84
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.		X		3	3	3
<i>Faramea nigrescens</i> Mart.	X	X	X	20	35	50
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	X	X		50	45	40
<i>Ixora gardneriana</i> Benth.			X	1	1	1
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	X	X		36	37	44

continua

continuação

FAMÍLIA / ESPÉCIE	C	FES	MG	N97	N02	N07
<i>Simira viridiflora</i> (Allemão & Saldanha) K.Schum.		X		5	6	5
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.		X		1	2	2
SALICACEAE						
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	X	X		7	7	7
<i>Casearia rupestris</i> Eichler		X	X	15	13	12
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	X	X	X	83	82	68
<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.		X		1	4	3
SAPINDACEAE						
<i>Allophylus racemosus</i> Sw.		X		2	1	1
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	X	X		112	77	65
<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.		X		22	19	18
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	X	X	X	60	65	64
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	X	X	X	185	173	165
SAPOTACEAE						
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	X	X	X	309	274	222
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	X	X		13	13	13
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.		X		8	10	11
SIPARUNACEAE						
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	X			2	7	15
STYRACACEAE						
<i>Styrax camporum</i> Pohl	X	X	X	74	65	56
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	X			1	1	1
SYMPLOCACEAE						
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	X	X	X	23	26	26
URTICACEAE						
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	X	X	X	9	8	10
VOCHYSIACEAE						
<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	X	X	X	8	10	10
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	X	X		89	85	82
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	X			3	3	1
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	X			4	4	3
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	X	X	X	71	72	54

Entre as espécies com taxas de rotatividade em número de indivíduos acima da média do gradiente florestal (Tabela 2.8), se destacam *Coussarea hydrangeaefolia*, *Faramea cyanea*, *Xylopia aromatica*, *Eugenia involucrata*, *Cordia sessilis* e *Nectandra cissiflora*, com recrutamento superior à mortalidade, tanto em 1997-2002 quanto em 2002-2007. As espécies

Erythroxylum deciduum, *Bauhinia unguolata*, *Lithrea molleoides*, *Casearia rupestris*, *Cupania vernalis*, *Guazuma ulmifolia*, *Myrcia splendens*, *Matayba guianensis*, *Ocotea pulchella*, *Rhamnidium elaeocarpum*, *Campomanesia velutina* e *Styrax camporum* apresentaram taxas médias anuais de mortalidade superiores às de recrutamento nos dois períodos de medição. A maioria dessas espécies ocorre em todo o gradiente, sendo que todas são encontradas, pelo menos, na floresta estacional semidecidual (Tabela 2.7).

Para as espécies com taxas de rotatividade em número de indivíduos abaixo ou igual à média do gradiente florestal (Tabela 2.8), se destacam *Acacia polyphylla*, *Maytenus floribunda*, *Dendropanax cuneatus*, *Rudgea viburnioides* e *Copaifera langsdorffii*, com recrutamento superior à mortalidade em, pelo menos, um período de medição e taxas maiores que aquelas observadas para o gradiente florestal. Já *Acosmium subelegans*, *Machaerium acutifolium*, *Casearia sylvestris*, *Roupala montana*, *Chrysophyllum marginatum*, *Myrsine umbellata* e *Calypttranthes widgreniana* apresentaram taxas médias anuais de mortalidade superiores às de recrutamento nos dois períodos de monitoramento, todas superiores à média encontrada para o gradiente. A maioria dessas espécies ocorre apenas no cerradão e na floresta estacional semidecidual (Tabela 2.7).

Em geral, as espécies que compõem os grupos supracitados com diferentes taxas de rotatividade estão distribuídas de maneira similar entre os grupos sucessionais (Tabela 2.8), com maior proporção de espécies não-pioneiras, seguidas pelas pioneiras e típicas de cerrado sentido restrito. Entretanto, considerando o grupo de espécies com taxas de recrutamento superiores às taxas de mortalidade, é possível observar que a maior parte das espécies é não-pioneira. Para o grupo com taxas de mortalidade maiores às de recrutamento ocorre o inverso, com maioria das espécies pertencente ao grupo sucessional das pioneiras ou típicas do cerrado sentido restrito.

Tabela 2.8. Taxas anuais médias de mortalidade (M), recrutamento (R) e rotatividade (T_N) das espécies com maior densidade ($n > 10$) do gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga para os períodos 1997-2002 (t_1) e 2002-2007 (t_2). As espécies estão classificadas em ordem decrescente da taxa de rotatividade para o período 1997-2002. GE = grupo ecológico, C = cerrado, P = pioneira, NP = não pioneira.

ESPÉCIE	GE	M (t_1)	R (t_1)	T_N (t_1)	M (t_2)	R (t_2)	T_N (t_2)
Taxa de rotatividade acima da média do gradiente florestal (2,29 % ano ⁻¹):							
<i>Coussarea hydrangeaefolia</i>	NP	2,44	10,99	6,71	1,83	5,89	3,86
<i>Erythroxylum deciduum</i>	C	10,59	2,33	6,46	7,79	3,04	5,41
<i>Bauhinia unguolata</i>	NP	6,51	5,59	6,05	6,89	3,81	5,35
<i>Calophyllum brasiliensis</i>	NP	1,73	9,38	5,55	3,58	1,28	2,43
<i>Faramea cyanea</i>	NP	0,00	10,59	5,29	1,17	7,97	4,57
<i>Lithrea molleoides</i>	P	10,59	0,00	5,29	12,23	0,00	6,12
<i>Casearia rupestris</i>	P	6,01	3,29	4,65	1,59	0,00	0,79
<i>Xylopia aromatica</i>	P	1,47	7,31	4,39	3,38	5,74	4,56
<i>Cupania vernalis</i>	NP	7,95	0,79	4,37	4,24	0,94	2,59
<i>Guazuma ulmifolia</i>	P	7,24	1,02	4,13	9,22	0,00	4,61
<i>Myrcia splendens</i>	P	7,79	0,45	4,12	9,71	2,73	6,22
<i>Symplocos pubescens</i>	NP	2,76	5,11	3,93	5,11	5,11	5,11
<i>Matayba guianensis</i>	NP	4,24	2,94	3,59	5,70	4,80	5,25
<i>Eugenia involucrata</i>	NP	0,00	7,00	3,50	0,89	2,52	1,70
<i>Ocotea pulchella</i>	NP	6,33	0,63	3,48	10,87	1,08	5,97
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	P	5,00	1,84	3,42	7,79	3,58	5,68
<i>Cordia sessilis</i>	NP	1,28	5,25	3,26	1,21	7,37	4,29
<i>Campomanesia velutina</i>	P	6,19	0,00	3,09	9,01	0,00	4,50
<i>Ocotea corymbosa</i>	NP	6,17	0,00	3,09	0,00	7,79	3,89
<i>Nectandra cissiflora</i>	NP	2,64	3,23	2,93	1,24	5,44	3,34
<i>Myrsine coriacea</i>	P	2,82	2,82	2,82	7,79	0,00	3,89
<i>Ocotea minarum</i>	NP	1,37	3,81	2,59	2,47	1,28	1,88
<i>Styrax camporum</i>	NP	3,79	1,26	2,53	2,94	0,00	1,47
<i>Inga vera</i>	NP	2,47	2,47	2,47	5,22	0,00	2,61
<i>Endlicheria paniculata</i>	NP	4,78	0,00	2,39	3,58	3,58	3,58

Taxa de rotatividade abaixo ou igual à média do gradiente florestal (2,29 % ano⁻¹):

<i>Acacia polyphylla</i>	P	2,09	2,09	2,09	9,71	11,42	10,56
<i>Acosmium subelegans</i>	C	2,64	1,37	2,00	9,71	0,00	4,86
<i>Maytenus floribunda</i>	NP	1,02	2,89	1,96	1,89	2,76	2,32
<i>Tapirira guianensis</i>	NP	1,21	2,69	1,95	2,69	1,40	2,04
<i>Machaerium acutifolium</i>	P	2,52	1,31	1,92	3,66	0,51	2,08
<i>Casearia sylvestris</i>	NP	2,01	1,77	1,89	4,84	1,21	3,02
<i>Vochysia tucanorum</i>	NP	1,75	2,02	1,89	8,18	2,74	5,46
<i>Roupala montana</i>	C	2,24	1,53	1,88	1,53	0,00	0,76
<i>Myrcia tomentosa</i>	P	1,59	2,09	1,84	2,09	2,09	2,09
<i>Matayba elaeagnoides</i>	NP	1,02	2,59	1,81	1,92	1,61	1,77

Continuação

ESPÉCIE	GE	M (t ₁)	R (t ₁)	T _N (t ₁)	M (t ₂)	R (t ₂)	T _N (t ₂)
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	NP	0,00	3,58	1,79	5,59	0,00	2,80
<i>Chionanthus trichotomus</i>	NP	0,00	3,29	1,64	1,59	1,59	1,59
<i>Dendropanax cuneatus</i>	NP	0,00	3,29	1,64	1,59	3,04	2,31
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	P	2,81	0,44	1,62	4,38	0,27	2,33
<i>Myrsine umbellata</i>	P	1,37	1,70	1,53	5,90	0,00	2,95
<i>Luehea divaricata</i>	NP	3,04	0,00	1,52	0,85	0,00	0,42
<i>Platypodium elegans</i>	NP	1,02	1,98	1,50	0,97	0,00	0,49
<i>Guettarda viburnoides</i>	NP	2,52	0,45	1,49	3,32	1,02	2,17
<i>Dilodendron bipinatum</i>	P	2,89	0,00	1,44	1,08	0,00	0,54
<i>Rudgea viburnioides</i>	NP	1,14	1,68	1,41	1,68	5,03	3,35
<i>Roupala brasiliensis</i>	NP	1,80	0,93	1,36	2,89	1,98	2,44
<i>Diospyros burchellii</i>	C	0,00	2,64	1,32	1,28	0,00	0,64
<i>Copaifera langsdorffii</i>	NP	0,44	2,09	1,26	0,40	2,64	1,52
<i>Machaerium hirtum</i>	P	1,80	0,47	1,14	4,03	0,00	2,02
<i>Terminalia glabrescens</i>	NP	1,26	0,96	1,11	0,63	1,83	1,23
<i>Aspidosperma cylindrocarpum</i>	NP	0,00	2,18	1,09	1,28	0,87	1,07
<i>Calyptanthus widgreniana</i>	NP	2,09	0,00	1,04	7,79	0,00	3,89
<i>Luehea grandiflora</i>	P	0,89	0,89	0,89	0,67	1,73	1,20
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	NP	0,78	0,78	0,78	2,42	0,00	1,21
<i>Anadenanthera colubrina</i>	NP	0,93	0,56	0,74	0,94	0,38	0,66
<i>Qualea grandiflora</i>	C	1,15	0,24	0,69	0,96	0,25	0,60
<i>Diospyros hispida</i>	NP	0,82	0,52	0,67	2,82	0,12	1,47
<i>Aspidosperma subincanum</i>	NP	1,28	0,00	0,64	1,37	0,00	0,69
<i>Terminalia phaeocarpa</i>	NP	0,39	0,77	0,58	4,55	0,93	2,74
<i>Eugenia florida</i>	NP	1,02	0,00	0,51	0,93	0,93	0,93
<i>Hymenaea courbaril</i>	NP	0,93	0,00	0,46	0,00	0,00	0,00
<i>Protium heptaphyllum</i>	NP	0,00	0,91	0,45	0,91	3,35	2,13
<i>Aspidosperma cuspa</i>	NP	0,63	0,21	0,42	0,87	0,22	0,54
<i>Cariniana estrellensis</i>	NP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ouratea castaneifolia</i>	NP	0,00	0,00	0,00	0,00	3,58	1,79
<i>Pouteria gardneri</i>	NP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tabebuia roseo-alba</i>	P	0,00	0,00	0,00	0,93	0,00	0,46

O grupo das espécies pioneiras ou típicas do cerrado sentido restrito (*A. subelegans*, *C. velutina*, *C. rupestris*, *C. marginatum*, *E. deciduum*, *G. ulmifolia*, *L. molleoides*, *M. acutifolium*, *M. splendens*, *M. umbellata*, *R. elaeocarpum*, *R. montana*) apresentaram taxas de mortalidade maiores que aquelas observadas para o grupo das espécies não-pioneiras (*C. langsdorffii*, *C. sessilis*, *C. hydrangeaefolia*, *D. cuneatus*, *E. involucrata*, *F. cyanea*, *M. floribunda*, *N. cissiflora*, *R. viburnioides*), tanto para o período 1997-2002 ($U = 5,50$; $p <$

0,05) quanto para 2002-2007 ($U = 7,5$; $p < 0,05$) (Figura 2.7). Entre as espécies não-pioneiras, entretanto, as taxas de recrutamento são superiores às taxas encontradas para as espécies pioneiras e de cerrado entre 1997-2002 ($U = 9,5$; $p < 0,05$) e 2002-2007 ($U = 7,5$; $p < 0,05$) (Figura 2.7). O balanço entre mortalidade e recrutamento para essas espécies é apresentado na Figura 2.8. Em geral, a tendência observada entre 1997-2002 se manteve no intervalo de 2002-2007, sendo observada uma melhor separação entre as espécies com taxas de mortalidade superiores às de recrutamento e vice-versa.

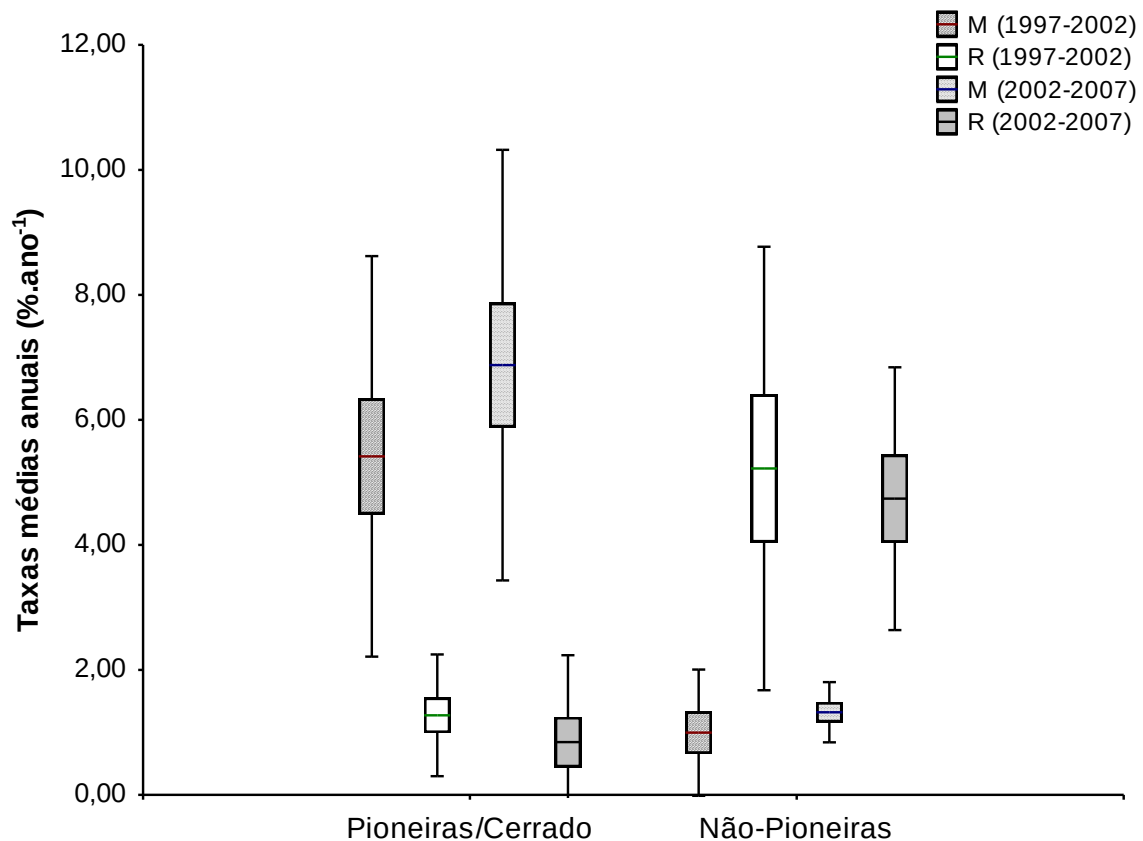


Figura 2.7. Taxas médias anuais ($\pm$ erro padrão) de mortalidade (M) e recrutamento (R) para os períodos 1997-2002 e 2002-2007 dos grupos de espécies classificadas como Pioneiras/Cerrado e Não-Pioneiras para o gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Brasil. (—) média, (□) erro padrão, (T) desvio padrão.

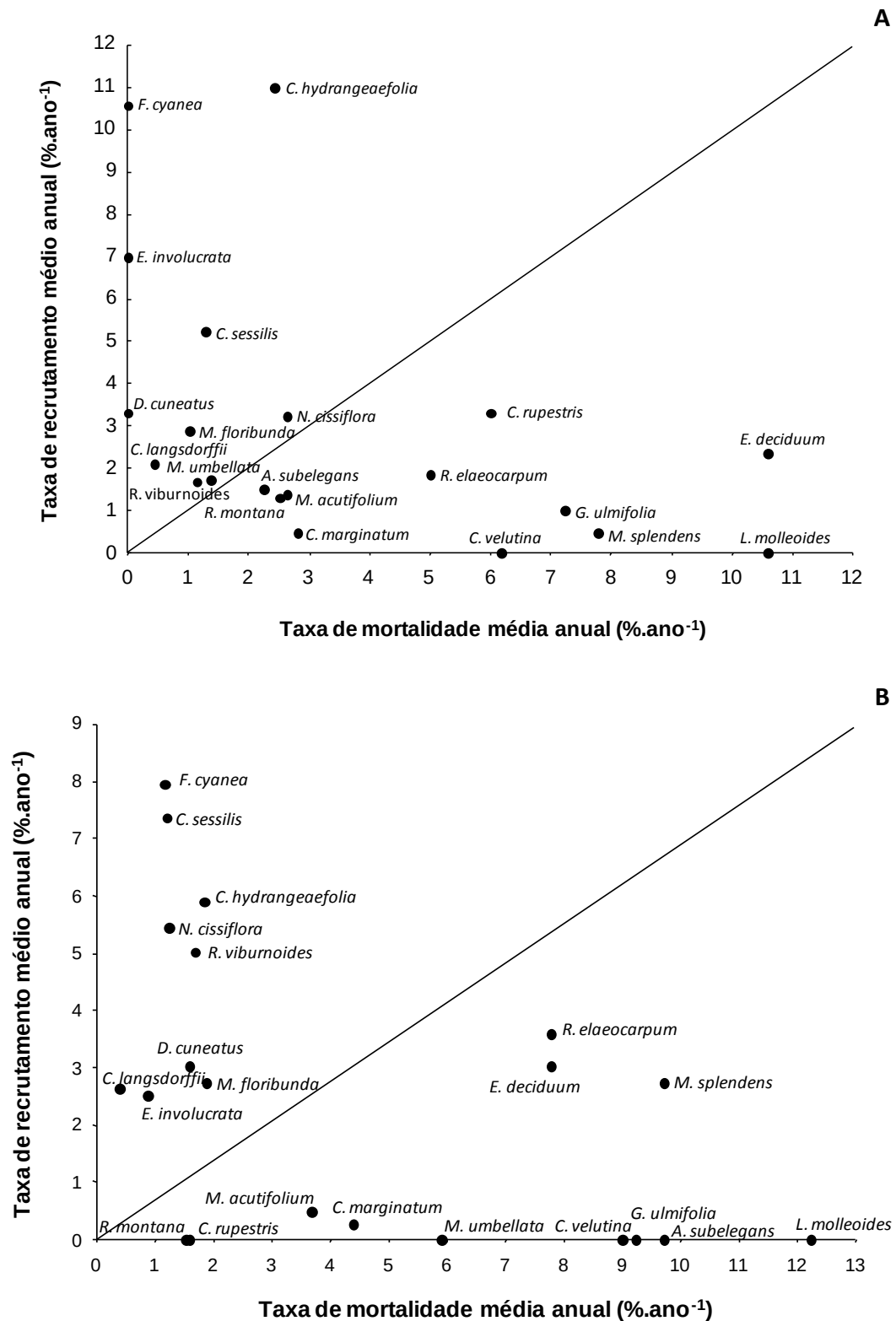


Figura 2.8. Balanço entre as taxas de mortalidade e recrutamento para as espécies com destaque nos parâmetros da dinâmica nos intervalos de 1997-2002 (A) e 2002-2007 (B), no gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Brasil. A linha diagonal representa o balanço completo entre as taxas de mortalidade e recrutamento.

Considerando a distribuição das espécies nos quatro estratos estabelecidos para o gradiente (Tabela 2.9), é possível observar que a maioria dos estratos é constituída por espécies de todos os grupos sucessionais na relação não-pioneiras > pioneiras > cerrado. A exceção é o estrato emergente, formado apenas por espécies não-pioneiras. Em geral, o conjunto de espécies que compõe cada estrato é heterogêneo quanto às taxas de recrutamento e mortalidade, o que resulta na dificuldade de encontrar um padrão para os mesmos.

Tabela 2.9. Taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) anuais para espécies com o mínimo de 10 indivíduos amostrados em 1997 para os períodos de 1997-2002 e 2002-2007, nos estratos verticais do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Brasil. GE = grupo ecológico.

ESPÉCIE	GE	M97-02	M02-07	R97-02	R02-07
SUB-BOSQUE					
<i>Bauhinia unguolata</i>	NP	6,51	6,89	5,59	3,81
<i>Calyptanthus widgreniana</i>	NP	2,09	7,79	0,00	0,00
<i>Campomanesia velutina</i>	P	6,19	9,01	0,00	0,00
<i>Chionanthus trichotomus</i>	NP	0,00	1,59	3,29	1,59
<i>Cordia sessilis</i>	NP	1,28	1,21	Q	7,37
<i>Coussarea hydrangeaefolia</i>	NP	2,44	1,83	10,99	5,89
<i>Diospyros burchellii</i>	C	0,00	1,28	2,64	0,00
<i>Endlicheria paniculata</i>	NP	4,78	3,58	0,00	3,58
<i>Erythroxylum deciduum</i>	C	10,59	7,79	2,33	3,04
<i>Eugenia florida</i>	NP	1,02	0,93	0,00	0,93
<i>Maytenus floribunda</i>	NP	1,02	1,89	2,89	2,76
<i>Myrcia splendens</i>	P	7,79	9,71	0,45	2,73
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	P	5,00	7,79	1,84	3,58
<i>Rudgea viburnioides</i>	NP	1,14	1,68	1,68	5,03
Total		3,52	3,65	3,45	4,87
SUBDOSSEL:					
<i>Acacia polyphylla</i>	P	2,09	9,71	2,09	11,42
<i>Acosmium subelegans</i>	C	2,64	9,71	1,37	0,00
<i>Calophyllum brasiliensis</i>	NP	1,73	3,58	9,38	1,28
<i>Casearia rupestris</i>	P	6,01	1,59	3,29	0,00
<i>Casearia sylvestris</i>	NP	2,01	4,84	1,77	1,21
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	P	2,81	4,38	0,44	0,27
<i>Cupania vernalis</i>	NP	7,95	4,24	0,79	0,94

continua

continuação

ESPÉCIE	GE	M97-02	M02-07	R97-02	R02-07
<i>Eugenia involucrata</i>	NP	0,00	0,89	7,00	2,52
<i>Faramea cyanea</i>	NP	0,00	1,17	10,59	7,97
<i>Guettarda viburnoides</i>	NP	2,52	3,32	0,45	1,02
<i>Luehea grandiflora</i>	P	0,89	0,67	0,89	1,73
<i>Matayba elaeagnoides</i>	NP	1,02	1,92	2,59	1,61
<i>Matayba guianensis</i>	NP	4,24	5,70	2,94	4,80
<i>Myrcia tomentosa</i>	P	1,59	2,09	2,09	2,09
<i>Ouratea castaneifolia</i>	NP	0,00	0,00	0,00	3,58
<i>Roupala montana</i>	C	2,24	1,53	1,53	0,00
<i>Symplocos pubescens</i>	NP	2,76	5,11	5,11	5,11
Total		3,01	3,72	1,99	2,19
DOSSEL					
<i>Aspidosperma cuspa</i>	NP	0,63	0,87	0,21	0,22
<i>Aspidosperma cylindrocarpum</i>	NP	0,00	1,28	2,18	0,87
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	NP	0,78	2,42	0,78	0,00
<i>Aspidosperma subincanum</i>	NP	1,28	1,37	0,00	0,00
<i>Dendropanax cuneatus</i>	NP	0,00	1,59	3,29	3,04
<i>Dilodendron bipinatum</i>	P	2,89	1,08	0,00	0,00
<i>Diospyros hispida</i>	NP	0,82	2,82	0,52	0,12
<i>Guazuma ulmifolia</i>	P	7,24	9,22	1,02	0,00
<i>Inga vera</i>	NP	2,47	5,22	2,47	0,00
<i>Lithrea molleoides</i>	P	10,59	12,23	0,00	0,00
<i>Luehea divaricata</i>	NP	3,04	0,85	0,00	0,00
<i>Machaerium acutifolium</i>	P	2,52	3,66	1,31	0,51
<i>Machaerium hirtum</i>	P	1,80	4,03	0,47	0,00
<i>Myrsine coriacea</i>	P	2,82	7,79	2,82	0,00
<i>Myrsine umbellata</i>	P	1,37	5,90	1,70	0,00
<i>Ocotea minarum</i>	NP	1,37	2,47	3,81	1,28
<i>Ocotea pulchella</i>	NP	6,33	10,87	0,63	1,08
<i>Platypodium elegans</i>	NP	1,02	0,97	1,98	0,00
<i>Pouteria gardneri</i>	NP	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Protium heptaphyllum</i>	NP	0,00	0,91	0,91	3,35
<i>Qualea grandiflora</i>	C	1,15	0,96	0,24	0,25
<i>Roupala brasiliensis</i>	NP	1,80	2,89	0,93	1,98
<i>Styrax camporum</i>	NP	3,79	2,94	1,26	0,00
<i>Tabebuia roseo-alba</i>	P	0,00	0,93	0,00	0,00
<i>Tapirira guianensis</i>	NP	1,21	2,69	2,69	1,40
<i>Terminalia glabrescens</i>	NP	1,26	0,63	0,96	1,83
<i>Terminalia phaeocarpa</i>	NP	0,39	4,55	0,77	0,93

continua

continuação

ESPÉCIE	GE	M97-02	M02-07	R97-02	R02-07
<i>Vochysia tucanorum</i>	NP	1,75	8,18	2,02	2,74
<i>Xylopia aromatica</i>	P	1,47	3,38	7,31	5,74
Total		2,17	3,36	1,21	0,86
EMERGENTE					
<i>Anadenanthera colubrina</i>	NP	0,93	0,94	0,56	0,38
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	NP	0,00	5,59	3,58	0,00
<i>Cariniana estrellensis</i>	NP	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Copaifera langsdorffii</i>	NP	0,44	0,40	2,09	2,64
<i>Hymenaea courbaril</i>	NP	0,93	0,00	0,00	0,00
<i>Nectandra cissiflora</i>	NP	2,64	1,24	3,23	5,44
<i>Ocotea corymbosa</i>	NP	6,17	0,00	0,00	7,79
Total		1,19	0,93	1,27	1,88

A mediana do incremento diamétrico anual das espécies foi menor que o valor calculado para a média do incremento e, em geral, a diferença entre essas medidas de tendência central foi menor que a observada para o gradiente florestal (Tabela 2.10). A maioria das espécies que apresentaram incremento diamétrico médio anual acima da média do gradiente também mostrou esse padrão em relação aos valores da mediana.

Entre as espécies que apresentaram incremento diamétrico médio acima do observado para o gradiente florestal (Tabela 2.10) se destacam *Ocotea corymbosa*, *Hymenaea courbaril*, *Cariniana estrellensis* e *Copaifera langsdorffii*, todas não-pioneiras e pertencentes ao estrato emergente da comunidade. *Myrsine coriacea* e *Xylopia aromatica*, pioneiras e representantes do dossel, também apresentaram incrementos médios elevados; porém, suas medianas do incremento diamétrico reduziram mais que suas médias entre os dois períodos de medição (Tabela 2.10). A maioria das espécies com incremento em diâmetro acima da média do gradiente florestal é não-pioneira e pertence ao dossel da comunidade, não ocorrendo nenhum representante do sub-bosque nessa categoria.

Tabela 2.10. Incremento diamétrico anual (IDA) das espécies com, no mínimo, 10 indivíduos vivos entre 1997 e 2002, do gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Brasil durante os períodos de 1997-2002 e 2002-2007. GE = grupo ecológico, Md = mediana, μ = média, σ = desvio-padrão.

ESPÉCIE	GE	ESTRATO	Md (97-02)	μ (97-02)	σ (97-02)	Md (02-07)	μ (02-07)	σ (02-07)
IDA acima da média do gradiente florestal (0,15 cm.ano ⁻¹):								
<i>Ocotea corymbosa</i>	NP	Em	0,64	0,68	0,44	0,49	0,65	0,51
<i>Hymenaea courbaril</i>	NP	Em	0,41	0,43	0,34	0,38	0,37	0,30
<i>Myrsine coriacea</i>	P	Do	0,32	0,35	0,21	0,19	0,32	0,42
<i>Xylopia aromatica</i>	P	Do	0,35	0,33	0,19	0,21	0,21	0,14
<i>Cariniana estrellensis</i>	NP	Em	0,30	0,33	0,41	0,38	0,41	0,33
<i>Copaifera langsdorffii</i>	NP	Em	0,26	0,29	0,26	0,32	0,42	0,37
<i>Terminalia phaeocarpa</i>	NP	Do	0,19	0,29	0,29	0,11	0,22	0,25
<i>Acacia polyphylla</i>	P	Sd	0,06	0,28	0,45	0,22	0,34	0,38
<i>Platypodium elegans</i>	NP	Do	0,29	0,27	0,24	0,19	0,24	0,22
<i>Anadenanthera colubrina</i>	NP	Em	0,22	0,26	0,27	0,13	0,22	0,27
<i>Myrsine umbellata</i>	P	Do	0,13	0,26	0,27	0,13	0,20	0,20
<i>Terminalia glabrescens</i>	NP	Do	0,19	0,25	0,25	0,06	0,18	0,22
<i>Pouteria gardneri</i>	NP	Do	0,19	0,24	0,22	0,13	0,21	0,21
<i>Symplocos pubescens</i>	NP	Sd	0,16	0,24	0,25	0,11	0,14	0,13
<i>Faramea cyanea</i>	NP	Sd	0,24	0,24	0,20	0,22	0,21	0,17
<i>Ocotea pulchella</i>	NP	Do	0,19	0,23	0,23	0,10	0,18	0,29
<i>Ocotea minarum</i>	NP	Do	0,19	0,21	0,17	0,13	0,20	0,20
<i>Protium heptaphyllum</i>	NP	Do	0,19	0,21	0,12	0,19	0,22	0,18
<i>Inga vera</i>	NP	Do	0,13	0,21	0,25	0,06	0,13	0,22
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	NP	Em	0,14	0,20	0,22	0,10	0,16	0,19
<i>Dendropanax cuneatus</i>	NP	Do	0,19	0,20	0,16	0,13	0,15	0,18
<i>Tapirira guianensis</i>	NP	Do	0,13	0,20	0,22	0,13	0,18	0,23

continuação

ESPÉCIE	GE	ESTRATO	Md (97-02)	μ (97-02)	σ (97-02)	Md (02-07)	μ (02-07)	σ (02-07)
<i>Styrax camporum</i>	NP	Do	0,06	0,19	0,28	0,00	0,12	0,20
<i>Matayba elaeagnoides</i>	NP	Sd	0,13	0,19	0,20	0,13	0,16	0,16
<i>Vochysia tucanorum</i>	NP	Do	0,13	0,19	0,18	0,13	0,18	0,21
<i>Dilodendron bipinatum</i>	P	Do	0,13	0,18	0,15	0,02	0,10	0,15
<i>Machaerium acutifolium</i>	P	Do	0,08	0,18	0,23	0,00	0,13	0,20
<i>Nectandra cissiflora</i>	NP	Em	0,13	0,18	0,18	0,26	0,28	0,28
<i>Aspidosperma subincanum</i>	NP	Do	0,13	0,17	0,18	0,02	0,11	0,17
<i>Luehea divaricata</i>	NP	Do	0,06	0,16	0,30	0,06	0,16	0,26
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	NP	Do	0,06	0,16	0,19	0,03	0,13	0,18
<i>Aspidosperma cuspa</i>	NP	Do	0,10	0,16	0,16	0,05	0,10	0,15
<i>Aspidosperma cylindrocarpum</i>	NP	Do	0,13	0,16	0,15	0,06	0,14	0,15

IDA abaixo da média do gradiente florestal (0,15 cm.ano⁻¹):

<i>Lithrea molleoides</i>	P	Do	0,06	0,14	0,23	0,00	0,06	0,12
<i>Calophyllum brasiliensis</i>	NP	Sd	0,06	0,14	0,26	0,03	0,16	0,39
<i>Matayba guianensis</i>	NP	Sd	0,10	0,14	0,14	0,13	0,17	0,17
<i>Diospyros hispida</i>	NP	Do	0,06	0,14	0,17	0,03	0,10	0,16
<i>Qualea grandiflora</i>	C	Do	0,06	0,13	0,15	0,06	0,10	0,12
<i>Myrcia splendens</i>	P	Sb	0,10	0,13	0,15	0,00	0,06	0,09
<i>Ouratea castaneifolia</i>	NP	Sd	0,13	0,13	0,13	0,10	0,12	0,11
<i>Coussarea hydrangeaeifolia</i>	NP	Sb	0,10	0,12	0,12	0,06	0,09	0,10
<i>Tabebuia roseo-alba</i>	P	Do	0,06	0,12	0,14	0,00	0,08	0,15
<i>Chionanthus trichotomus</i>	NP	Sb	0,03	0,11	0,15	0,03	0,10	0,17
<i>Rudgea viburnioides</i>	NP	Sb	0,06	0,11	0,14	0,02	0,06	0,07

continua

continuação

ESPÉCIE	GE	ESTRATO	Md (97-02)	μ (97-02)	σ (97-02)	Md (02-07)	μ (02-07)	σ (02-07)
<i>Cordia sessilis</i>	NP	Sb	0,10	0,11	0,09	0,06	0,08	0,11
<i>Roupala brasiliensis</i>	NP	Do	0,00	0,10	0,17	0,00	0,05	0,09
<i>Eugenia involucrata</i>	NP	Sd	0,13	0,10	0,06	0,08	0,09	0,08
<i>Casearia sylvestris</i>	NP	Sd	0,06	0,10	0,15	0,00	0,05	0,13
<i>Eugenia florida</i>	NP	Sb	0,06	0,09	0,16	0,03	0,09	0,15
<i>Cupania vernalis</i>	NP	Sd	0,06	0,09	0,11	0,06	0,09	0,12
<i>Luehea grandiflora</i>	P	Sd	0,03	0,09	0,12	0,06	0,09	0,11
<i>Myrcia tomentosa</i>	P	Sd	0,06	0,08	0,08	0,03	0,05	0,06
<i>Calyptranthes widgreniana</i>	NP	Sb	0,06	0,08	0,09	0,00	0,00	0,00
<i>Maytenus floribunda</i>	NP	Sb	0,05	0,08	0,09	0,03	0,07	0,11
<i>Guazuma ulmifolia</i>	P	Do	0,00	0,08	0,12	0,00	0,07	0,15
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	P	Sd	0,03	0,07	0,11	0,00	0,04	0,10
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	P	Sb	0,03	0,06	0,09	0,00	0,04	0,10
<i>Erythroxylum deciduum</i>	C	Sb	0,05	0,06	0,08	0,00	0,01	0,03
<i>Endlicheria paniculata</i>	NP	Sb	0,05	0,06	0,07	0,00	0,02	0,04
<i>Machaerium hirtum</i>	P	Do	0,00	0,05	0,13	0,00	0,08	0,23
<i>Diospyros burchellii</i>	C	Sb	0,03	0,05	0,07	0,00	0,10	0,29
<i>Roupala montana</i>	C	Sd	0,00	0,05	0,07	0,00	0,04	0,06
<i>Guettarda viburnoides</i>	NP	Sd	0,00	0,05	0,08	0,00	0,04	0,09
<i>Campomanesia velutina</i>	P	Sb	0,00	0,04	0,12	0,00	0,03	0,09
<i>Bauhinia unguolata</i>	NP	Sb	0,00	0,03	0,07	0,03	0,05	0,06
<i>Acosmium subelegans</i>	C	Sd	0,00	0,03	0,04	0,00	0,02	0,04
<i>Casearia rupestris</i>	P	Sd	0,00	0,02	0,06	0,00	0,05	0,09

Para as espécies com o incremento abaixo da média do gradiente, os resultados mostraram que aquelas que tiveram médias e medianas de incremento menores são, geralmente, pioneiras ou típicas do cerrado sentido restrito, e pertencem ao subdossel e sub-bosque da comunidade, como *Casearia rupestris*, *Acosmium subelegans*, *Campomanesia velutina*, *Roupala montana*, *Diospyros burchellii*, *Machaerium hirtum*, *Erythroxylum deciduum*, *Rhamnidium elaeocarpum*, *Chrysophyllum marginatum* e *Guazuma ulmifolia* (Tabela 2.10). Todas as espécies do sub-bosque apresentaram taxas de incremento diamétrico baixas, inferiores à média do gradiente florestal (Tabela 2.10).

Considerando os valores dos incrementos ao longo do intervalo de 10 anos, observa-se que a maioria das espécies apresentou redução ou manteve o incremento diamétrico anual entre os períodos de 1997-2002 e 2002-2007 (Tabela 9). As espécies *Cariniana estrellensis*, *Copaifera langsdorffii* e *Nectandra cissiflora*, cujas médias e medianas de incremento aumentaram durante o período de monitoramento, são não-pioneiras e ocorrem no estrato emergente do gradiente florestal.

2.4. DISCUSSÃO

2.4.1 - Gradiente florestal e fitofisionomias

A redução na densidade arbórea e aumento na área basal encontrados ao longo de 10 anos de monitoramento no gradiente estudado, para a floresta estacional semidecidual e a mata de galeria, também são documentados em florestas tropicais úmidas, floresta atlântica, florestas estacionais semidecíduais e decíduais e mata de galeria (Tabela 2.11). De acordo com Finegan (1996) e Guariguata & Ostertag (2001), ao longo do processo sucessional, a densidade tende a diminuir e a área basal a aumentar, com o avanço da idade da floresta, padrão que é mencionado como uma das principais características da sucessão florestal. O processo de aumento em área basal e redução na densidade arbórea é também denominado de auto-desbaste (Oliveira-Filho et al. 1997), e consiste no crescimento e acumulação de biomassa de poucas árvores que sobreviveram à competição intra e interespecífica, aliado à mortalidade de muitos indivíduos, a maioria com diâmetros pequenos (Machado & Oliveira-Filho 2010). Assim, o gradiente florestal tende a seguir de uma comunidade com elevada densidade de indivíduos pequenos para outra, caracterizada pela baixa densidade arbórea, com aumento de biomassa entre os indivíduos de maior porte.

O aumento concomitante em área basal e densidade observado no cerradão também é reportado no Brasil para áreas de cerrado sentido restrito (Henriques & Hay 2002; Libano & Felfili 2006; Roitman et al. 2008), uma fitofisionomia arbóreo-arbustiva, caracterizada pela presença de árvores baixas, geralmente com evidências de queimadas, com cobertura arbórea de 50 a 70% e altura média do dossel de três a seis metros (Ribeiro & Walter 2008). A estrutura e a composição de áreas de cerrado protegidas do fogo têm sofrido mudanças significativas ao longo dos anos (Cardoso et al. 2009; Durigan & Ratter 2006; Moreira 2000),

como por exemplo o aumento em 19% na densidade, 15% na área basal e 35% no número de espécies em área de cerrado protegida do fogo no sudeste do Brasil (Roitman et al. 2008). Portanto, o padrão de aumento tanto em densidade quanto em área basal registrados no cerradão parece estar relacionado à diminuição da incidência de fogo e outras perturbações antrópicas na Estação Ecológica do Panga.

Os índices de diversidade de Shannon encontrados para cada fitofisionomia ($H' > 3, 5$) podem ser considerados elevados, e estão dentro da amplitude reportada para florestas estacionais semidecíduais (Dias Neto et al. 2009; Prado-Júnior et al. 2010; Silva et al. 2004; Vale et al. 2009) e cerradões (Fina & Monteiro 2009; Pereira-Silva et al. 2004) no Brasil. O valor final calculado para o gradiente florestal ($H' > 4,10$) está próximo daqueles observados para florestas tropicais (Knight 1975) e reflete a heterogeneidade ambiental do gradiente florestal, relacionada aos gradientes edáfico (Moreno & Schiavini 2001) e topográfico (Cardoso & Schiavini 2002) do mesmo, além do efeito ripário próximo à mata de galeria. A composição florística sofreu pequenas modificações entre as medições, porém com saídas relacionadas às espécies raras, muitas vezes restritas ao cerradão, que faz limite com área de cerrado sentido restrito. Geralmente, a saída e entrada de espécies em formações florestais estão relacionadas às espécies pouco abundantes (Kellman et al. 1998; Nascimento et al. 1999; Pinto & Hay 2005).

A taxa média de mortalidade anual de 2,60% calculada para o gradiente florestal para o período de 1997-2002 está dentro dos valores encontrados (entre 2% e 3% ao ano) para florestas tropicais (Korning & Balslev 1994a; Manokaran & Kochummen 1987), florestas estacionais decíduais (Carvalho 2009; Swaine et al. 1990), florestas estacionais semidecíduais (Oliveira-Filho et al. 1997) e matas de galeria (Pinto & Hay 2005). A taxa observada no segundo período (2002-2007), acima de 3 % ao ano, também foram reportadas em estudos

mais recentes em florestas estacionais decíduais (Marin et al. 2005; Werneck & Franceschinelli 2004), semidecíduais (Machado & Oliveira-Filho 2010; Silva & Araújo 2009) (Nascimento et al. 1999; Paiva et al. 2007) e matas de galeria (Felfili 1995b; Oliveira & Felfili 2008). As oscilações nas taxas de mortalidade ao longo do tempo podem ser relacionadas a fatores como estresses climáticos (Slik 2004), longevidade das espécies que compõem a comunidade (Felfili 1995a; Manokaran & Kochummen 1987), perturbações antrópicas (Gomes et al. 2003; Werneck & Franceschinelli 2004) e estágio sucessional da floresta.

A taxa de recrutamento de uma espécie é uma manifestação da fecundidade da espécie e do crescimento e sobrevivência dos juvenis na população (Swaine et al. 1987). As taxas de recrutamento anual encontradas para o gradiente (2,6 e 3,31 %. ano^{-1}) são similares aos resultados reportados (entre 2 e 3,5 % ao ano) para outras florestas estacionais semidecíduais (Appolinário et al. 2005; Oliveira-Filho et al. 2007; Oliveira-Filho et al. 1997), decíduais (Werneck & Franceschinelli 2004) e matas de galeria (Felfili 1995a; Oliveira & Felfili 2008). Entretanto, estudos recentes têm encontrados taxas superiores a 4% ao ano, relacionados à recuperação após perturbação, como reportado por (Silva & Araújo 2009) em floresta estacional semidecidual e associadas à pluviosidade em floresta estacional decidual (Carvalho 2009).

Em geral, as taxas de mortalidade e recrutamento aumentaram durante os dois períodos sucessivos de medição, ocorrendo um desbalanço em favor da mortalidade para a floresta estacional semidecidual e a mata de galeria que, aliado à diminuição da densidade e ao aumento da área basal nessas fitofisionomias, sugerem um processo de auto-desbaste da comunidade arbórea. Entretanto, o balanço positivo em favor do recrutamento, somado ao aumento em densidade e área basal de seus indivíduos, indica que o cerradão está em fase de

construção, favorecida pela diminuição do fogo e demais perturbações antrópicas, resultando no avanço do cerradão em áreas de cerrado sentido restrito e na perda de algumas áreas de cerradão para a floresta estacional semidecidual.

O gradiente florestal estudado apresentou altura média do estrato arbóreo ($h = 9$ m) mais baixa que o reportado para florestas estacionais semidecíduais (entre 15 e 25 metros) e matas de galeria (entre 20 e 30 metros), conforme apontado por (Ribeiro & Walter 2008). Entretanto, o valor médio do cerradão ($h = 8$ m) está dentro da amplitude encontrada para essa fitofisionomia, entre 8 e 15 metros, segundo (Ribeiro & Walter 2008). De acordo com Murphy & Lugo (1986), florestas estacionais sujeitas a sazonalidade climática, geralmente, apresentam dossel mais baixo e menor complexidade florística e estrutural que florestas tropicais úmidas. Provavelmente, devido à menor altura média do estrato arbóreo da comunidade, o dossel e o subdossel representaram a maior parte do número de indivíduos e espécies do gradiente florestal.

Em relação às taxas médias anuais de recrutamento e mortalidade, não houve uma diferenciação significativa entre os estratos, sendo possível destacar apenas o estrato emergente com mortalidade inferior à do sub-bosque, e taxa de recrutamento do sub-bosque superior à do dossel. Entretanto, a tendência de mortalidade menor entre as espécies do estrato emergente em relação ao sub-bosque foi encontrada por outros trabalhos em florestas tropicais. Manokaran & Kochummen (1987) relataram diferenças nas taxas de mortalidade entre grupos de espécies em florestas de dipterocarpaceas na sequência emergente < dossel < sub-bosque < espécies intolerantes à sombra. A taxa de mortalidade média anual também diminuiu com a altura arbórea, com taxa maior para as espécies do sub-bosque, seguida pelas espécies do subdossel e do dossel, em florestas tropicais (Korning & Balslev 1994b; Lang & Knight 1983). De acordo com Turner (2001), as espécies do sub-bosque apresentam elevada

mortalidade devido ao risco da queda de árvores grandes e competição; portanto, elas devem recrutar mais indivíduos que as espécies do dossel, que crescem mais rápido e são mais eficazes em escapar das condições limitantes do sub-bosque.

A curva de distribuição de diâmetros em J reverso é típica de comunidades com capacidade de auto-regeneração (Harper 1977) e, embora possa haver mudanças na estrutura de populações, tem sido encontrada em outras formações vegetacionais, como florestas tropicais (Clark & Clark 1992), florestas estacionais semidecíduais (Oliveira-Filho et al. 1994; Oliveira-Filho et al. 2007; Paiva et al. 2007) e matas de galeria (Braga & Rezende 2007; Felfili 1997a). A mortalidade foi mais acentuada entre as árvores com diâmetros pequenos (4,8 a 9,8 cm), onde se concentram cerca de 69% dos indivíduos mortos, fato também encontrado em outras formações florestais (Braga & Rezende 2007; Carvalho 2009; Felfili 1997a; Oliveira-Filho et al. 1997; Paiva et al. 2007), o que evidencia que a competição por recursos (espaço, luz, nutrientes e água) é maior para os indivíduos menores. Segundo Pulz et al. (1999), em termos absolutos, morrem mais árvores nas menores classes de diâmetro; porém, pode ocorrer das classes maiores apresentarem taxas elevadas de mortalidade, em função da baixa densidade dos indivíduos de maior porte. Assim, a morte de poucos indivíduos resulta em taxas altas, o que também foi evidenciado no presente estudo.

O incremento diamétrico médio anual registrado para o gradiente florestal nos dois intervalos de medição (entre 0,13 e 0,15 cm.ano⁻¹) são menores que aqueles encontrados (acima de 0,20 cm.ano⁻¹) em florestas tropicais (Lieberman et al. 1985), matas de galeria (Braga & Rezende 2007; Felfili 1995b; Oliveira & Felfili 2008) e florestas estacionais decíduais (Carvalho 2009), taxas típicas de florestas vinculadas a ambientes não-perturbados. Valores mais elevados (acima de 0,3 cm ao ano) são encontrados em ambientes perturbados, que sofreram exploração de madeira (Silva et al. 1995) ou apresentam efeito de borda com o

predomínio de espécies pioneiras e heliófitas (Pulz 1998). Os valores encontrados para esse estudo são próximos aos incrementos (0,10 a 0,16 cm ao ano) obtidos para algumas florestas tropicais úmidas na Amazônia (Laurance et al. 1998; Uhl et al. 1988). O aumento do incremento com o aumento das classes de diâmetro também foi encontrada em outros estudos em formações florestais, como matas de galeria (Braga & Rezende 2007; Felfili 1995b) e florestas estacionais (Oliveira-Filho et al. 1997; Werneck & Franceschinelli 2004). Esses resultados corroboram a hipótese de que o gradiente florestal estudado se encontra em fase de auto-desbaste, principalmente para a floresta estacional semidecidual e mata de galeria, as quais possuem um incremento menor, visto que a área basal do gradiente é pequena e a densidade de indivíduos com maior diâmetro é baixa. O cerradão, entretanto, apresenta os valores de incremento mais elevados entre as outras fitofisionomias estudadas, provavelmente devido ao maior recrutamento, o que, aliado ao aumento em área basal e densidade arbórea, sugerem que esta fisionomia está em fase de construção.

2.4.2 - Espécies

Ao longo do período de 10 anos de monitoramento dos parâmetros da dinâmica do gradiente florestal da área de estudo, é possível delinear tendências em relação às espécies presentes. Existe um grupo de espécies, pioneiras e pertencentes ao dossel e subdossel do gradiente, caracterizado pela elevada densidade inicial de suas populações e que apresentam taxas anuais de mortalidade altas e superiores às taxas de recrutamento. Provavelmente, esse grupo de espécies foi favorecido nos estágios iniciais de sucessão e, por se tratar de espécies pioneiras de ciclo de vida curto, apresentam mortalidade elevada na comunidade.

Esse padrão também foi encontrado em outros estudos envolvendo o monitoramento sucessivo de formações florestais. Lang & Knight (1983), em floresta tropical na Costa Rica, reportaram que espécies pioneiras ou colonizadoras de clareiras apresentaram baixo recrutamento e elevada mortalidade durante o período monitorado, sendo comuns no dossel da comunidade florestal. Oliveira-Filho et al. (1997), também observou, com poucas exceções, que as espécies demandantes de luz também apresentaram diminuição no fragmento de floresta estacional semidecidual estudado. Felfili (1995a), em mata de galeria do Brasil Central, observou que a maioria das espécies demandantes de luz sofreu perda, enquanto as tolerantes à sombra apresentaram ganho, sugerindo uma mudança qualitativa no dossel da comunidade, se essa tendência persistir.

Em termos gerais, as baixas taxas de recrutamento observadas para as espécies pioneiras na área de estudo sugerem que as condições do sub-bosque da floresta não favorecem seu desenvolvimento, as quais, aliadas à elevada mortalidade, indicam que a comunidade está seguindo para estágios mais avançados da sucessão, principalmente para a floresta estacional semidecidual.

Entre as espécies com altas taxas de mortalidade, também se destacaram espécies típicas do cerrado sentido restrito, que foram amostradas na área de cerradão. A elevada mortalidade dessas espécies, somada ao recrutamento de espécies características do sub-bosque da floresta estacional semidecidual, reforça a concepção de que essa fitofisionomia se encontra em fase de construção, resultando na retração de espécies resistentes ao fogo e avanço daquelas espécies características do sub-bosque de formações florestais.

Outro grupo de espécies que se destacaram foram as não-pioneiras, a maioria distribuída no sub-bosque do gradiente florestal, com taxas de recrutamento superiores às de mortalidade, caracterizados pelo aumento na densidade e área basal de suas populações ao

longo do período de monitoramento. Taxas de recrutamento maiores do que as de mortalidade para o grupo das espécies tolerantes à sombra também foram encontradas em outros trabalhos de dinâmica de comunidades florestais (Felfili 1997b; Lang & Knight 1983; Oliveira et al. 1997).

O gradiente florestal estudado apresentou taxas de incremento diamétrico muito variáveis entre as espécies. Porém, as espécies não-pioneiras, localizadas no estrato emergente e no dossel, tiveram médias acima dos valores da comunidade. Em geral, espécies que ocupam o dossel tendem a apresentar maiores taxas de incremento (Braga & Rezende 2007; Felfili 1995b; Swaine et al. 1987). As espécies do sub-bosque, entretanto, se caracterizaram por baixas médias de incremento em diâmetro, assim como as espécies pioneiras do dossel e do subdossel da comunidade. Lang & Knight (1983) observaram que as espécies do sub-bosque cresciam lentamente, geralmente abaixo de 1 mm.ano^{-1} em diâmetro, enquanto que a taxa maior de incremento diamétrico foi de $1,5 \text{ cm.ano}^{-1}$ para espécies do dossel. As espécies pioneiras crescem rapidamente em florestas em estágios iniciais de sucessão, mas em florestas maduras essas espécies têm um crescimento extremamente lento (Hartshorn 1980). Assim, a partir desses resultados, é possível concluir que está ocorrendo uma retração das espécies pioneiras no gradiente estudado e avanço de espécies tolerantes à sombra, o que poderá resultar em uma alteração da composição florística do dossel no futuro, se essa tendência permanecer.

Tabela 2.11. Parâmetros estruturais e demográficos de monitoramentos sucessivos em parcelas permanentes de formações florestais.

Autor	Vegetação	Limite de Inclusão	Período	Área basal m ² .ha ⁻¹	Mortalidade %.ano ⁻¹	Recrutamento %.ano ⁻¹	Crescimento (média)
(Korning & Balslev 1994a)	Floresta Tropical Úmida	10 cm	4,9 anos	27,2 a 28,9	1,88	1,78	9,3 cm ²
(Korning & Balslev 1994a)	Floresta Tropical Úmida	10 cm	2,5 anos	22,2 a 24,0	1,04	3,09	13,6 cm ²
(Korning & Balslev 1994b)	Floresta Tropical Úmida	10 cm	1983 a 1990	-	-	-	0,1 a 0,55 cm.ano-1
(Lang & Knight 1983)	Floresta Tropical Úmida	2,5 cm	1968-1978	25,7 a 31,4	2,23	0,86	0,1 a 1,5 cm.ano-1
(Manokaran & Kochummen 1987)	Floresta Tropical Úmida	10 cm	1947 a 1981	32,4	2,02	-	0,08 a 0,49 cm.ano-1
(Rolim et al. 1999)	Floresta Atlântica	10 cm	1980 a 1995	-	1,5	1,5	-
(Marques et al. 2009)	Floresta Atlântica - não inundável	4,4 cm	1991 a 2007	23,7 a 27,0	1,3	2,1	5,24 (10-3 cm.cm2.ano-1)
(Marques et al. 2009)	Floresta Atlântica - inundável	4,4 cm	1991 a 2007	37,0 a 38,5	2	1,6	9,07 (10-3 cm.cm2.ano-1)
(Gomes et al. 2003)	Floresta Atlântica	8 cm	1989 a 1995	17,0 a 19,5	1,67	3,46	0,28 a 1,44 %.ano-1
(Felfili 1995b)	Mata de Galeria	10 cm	1985 a 1991	30,4	3,5	2,7	0,25 cm.ano-1
(Braga & Rezende 2007)	Mata de Galeria	5 cm	1994 a 2005	-	5,55	1,42	0,20 cm.ano-1
(Oliveira-Filho et al. 1997)	Floresta Estacional Semidecidual	5 cm	1987 a 1992	18,8 a 21,5	2,56	2,99	1,43 cm.ano-1
(Paiva et al. 2007)	Floresta Estacional Semidecidual	5 cm	1989 a 2000	-	4,1	4,04	-
(Silva & Araújo 2009)	Floresta Estacional Semidecidual	3,18 cm	1990 a 2004	28,8 a 26,84	4,1	4,5	-
(Swaine et al. 1990)	Floresta Estacional Decidual	10 cm	1979 a 1987	-	2,38	1,5	1 a 3,5 %.ano ⁻¹
(Carvalho 2009)	Floresta Estacional Decidual	5 cm	2000 a 2006	14,9 a 16,5	2,77	4,43	0,25 cm.ano-1
(Werneck & Franceschinelli 2004)	Floresta Estacional Decidual	3,2 cm	1994 a 1998	23,7 a 24,2	5	2,1	-
(Werneck & Franceschinelli 2004)	Floresta Estacional Decidual	10 cm	1994 a 1998	19,5 a 20,4	2,3	2,3	-
(Roitman et al. 2008)	Cerrado sentido restrito	5 cm	1991 a 2004	8,1 a 9,2	1,93	3,72	0,096 cm.ano-1
ESTE ESTUDO	Mata de Galeria	4,8 cm	1997 a 2007	23,8 a 26,2	2,11 e 2,98	1,72 e 0,97	0,14 e 0,13 cm.ano-1
	Floresta Estacional Semidecidual	4,8 cm	1997 a 2007	21,4 a 21,7	2,97 e 3,57	1,60 e 2,08	0,14 e 0,12 cm.ano-1
	Cerradão	4,8 cm	1997 a 2007	20,9 a 25,3	1,81 e 2,79	3,00 e 3,18	0,19 e 0,15 cm.ano-1
	Gradiente florestal	4,8 cm	1997 a 2007	21,7 a 22,8	2,60 e 3,31	1,98 e 2,29	0,15 e 0,13 cm.ano-1

CAPÍTULO 3. PADRÕES DE CRESCIMENTO, MORTALIDADE E RECRUTAMENTO DE GRUPOS FUNCIONAIS DE PLANTAS EM FORMAÇÕES FLORESTAIS DO CERRADO

3.1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais caracterizam-se por possuírem alta complexidade e diversidade vegetal, resultantes da heterogeneidade da vegetação em diferentes escalas temporais e espaciais (Whitmore 1990). Compreender e prever a dinâmica de florestas tropicais é difícil devido a sua elevada diversidade de espécies arbóreas. Se determinada espécie é representada por um número baixo de indivíduos, a estimativa de modelos dinâmicos para estas espécies terá uma elevada variância (Gourlet-Fleury et al. 2005). De acordo com os autores, uma solução para reduzir essa variância é analisar as espécies dentro de grupos ou tipos funcionais, buscando simplificar a complexidade existente e melhorar a detecção de padrões. As florestas tropicais estão entre as principais áreas nas quais a classificação funcional de espécies é necessária para simplificar descrições e previsões de dinâmica da vegetação (Gitay et al. 1999; Zhang et al. 2008).

Grupo funcional refere-se a uma classificação não filogenética que agrupa organismos que respondem de maneira similar a um único fator ou a um conjunto de fatores ambientais (Gitay & Noble 1997). Definir grupos funcionais em determinada vegetação implica em agrupar plantas que compartilham as mesmas características (ou traços) funcionais, onde os membros presentes em um grupo devem diferir consistentemente daqueles nos demais grupos, seja por um único traço, ou pelo conjunto de traços ou respostas funcionais (Gourlet-Fleury et al. 2005; Wright et al. 2007). A classificação das espécies em grupos funcionais busca auxiliar na elucidação dos processos ecológicos de forma mais integrada, sendo considerado

um importante elo entre aspectos evolutivos e adaptativos das plantas e suas respostas à heterogeneidade espacial e temporal no ambiente (Gourlet-Fleury et al. 2005; Reich et al. 2003). Por exemplo, em parcelas experimentais 15 anos após perturbação as espécies pioneiras apresentaram significativamente maiores taxas de recrutamento, enquanto que a mortalidade aumentou ligeiramente desde as espécies tolerantes à sombra até as heliófitas (Delcamp et al. 2008).

A diferença nas taxas demográficas das espécies agrega numerosos traços que integram *trade-offs* entre estratégias para aquisição de recursos, defesa contra inimigos naturais e alocação para reprodução (Baker et al. 2002). A demanda por luz e a altura do indivíduo são importantes fatores ecológicos que ajudam a distinguir espécies arbóreas da floresta amazônica (Nascimento et al. 2005). Existe um gradiente nas respostas sobre o crescimento dos grupos funcionais das espécies baseado no grau de tolerância à sombra e na altura máxima na maturidade (Kariuki et al. 2006). O principal eixo de diferenciação nos caracteres ecológicos usado para separar espécies nas florestas tropicais está relacionado aos requerimentos por luz (Baker et al. 2003b). O padrão de crescimento parece diminuir das espécies pioneiras, seguindo em direção às emergentes, tolerantes à sombra do dossel e sub-bosque (Kariuki et al. 2006).

As florestas estacionais tropicais apresentam padrões estruturais peculiares, determinados pelo período de déficit hídrico ao qual estão sujeitas (Carvalho 2009). De acordo com o autor, muitos dos grupos funcionais normalmente utilizados para florestas tropicais úmidas podem não refletir os aspectos funcionais da vegetação estacional. Essas florestas apresentam menor estrutura vertical (altura de dossel) e número de estratos, estrutura de dossel mais aberta e maior incidência luminosa nos estratos mais inferiores em relação às florestas úmidas (Murphy & Lugo 1986).

Nas florestas estacionais tropicais e matas de galeria sujeitas a estacionalidade climática anual as taxas de mortalidade e de recrutamento são superiores a 3 %.ano⁻¹, enquanto que nas florestas úmidas essas taxas são mais balanceadas, não ultrapassando 2 %.ano⁻¹ (Carvalho 2009). Estes padrões revelam uma dinâmica mais acelerada para as florestas estacionais e matas de galeria e concordam com a teoria de que a dinâmica das comunidades vegetais destas comunidades é mais intensa do que a encontrada em formações florestais úmidas, em função da sazonalidade dos processos ecológicos funcionais e sucessionais (Murphy & Lugo 1986; Swaine et al. 1990).

Esse estudo pretende desenvolver uma classificação não subjetiva de grupos funcionais baseada no monitoramento dos dados da dinâmica de uma formação florestal contínua no sudeste do Brasil, composta por três fisionomias contínuas, sendo mata de galeria, floresta estacional semidecidual e cerradão. Essas fitofisionomias estão inseridas dentro das formações florestais do bioma Cerrado e estão submetidas à pronunciada sazonalidade na distribuição das chuvas, que resulta em um longo período de baixa precipitação (Oliveira-Filho & Ratter 2002). Em muitos locais do Cerrado existem regiões ecotonais entre formações savânicas e florestais, sendo a transição entre as fisionomias, geralmente, abrupta e caracterizada por diferenças na densidade arbórea e também na composição de espécies (Rossatto et al. 2009).

A partir da base de dados da formação florestal estudada, nosso objetivo é examinar as associações entre os parâmetros da dinâmica (mortalidade e recrutamento) e os grupos funcionais (incremento em diâmetro e ocupação no estrato vertical da floresta) de suas espécies arbóreas. Em particular, as seguintes hipóteses são levantadas: (1) As espécies com taxa de incremento diamétrico lento irão apresentar taxas de mortalidade e recrutamento maiores que aquelas com incremento rápido (2) O incremento diamétrico será maior para as

pioneiras, diminuindo desde as espécies emergentes até às do sub-bosque (3) Os processos dinâmicos serão mais intensos quando comparados a outras florestas tropicais estudadas.

3.2. MATERIAL & MÉTODOS

3.2.1. Área de estudo

Vide capítulo 1.

3.2.2. Inventário contínuo

Vide capítulo 1.

3.2.3. Análise dos dados

As espécies foram agrupadas de acordo com os incrementos em diâmetro para os indivíduos sobreviventes entre o período de 1997 a 2007. A taxa de crescimento é o resultado de numerosos traços que envolvem o balanço entre a aquisição de recursos, defesa contra inimigos naturais e reprodução (Easdale et al. 2007). Assim, uma separação de espécies baseada no crescimento sumariza sua resposta a uma série de fatores ecológicos, muitos difíceis de serem medidos no campo.

O incremento diamétrico anual, expresso em cm.ano^{-1} , foi calculado por meio da diferença do diâmetro entre a terceira (T_2) e primeira (T_0) medições dividida pelo tempo transcorrido em anos (Finger 1992). O primeiro quartil, a mediana e o terceiro quartil da

distribuição de incremento foram usados para caracterizar cada espécie. O uso da mediana e quartis da distribuição de incrementos permitem reconhecer e considerar a grande variação e a distribuição tipicamente positiva e assimétrica dos incrementos em diâmetro em florestas naturais densas (Finegan et al. 1999). A análise de agrupamento foi usada como método primário para agrupar as espécies com, no mínimo, cinco indivíduos na população. Para a união entre os grupos, foi utilizado o *Método Ward de ligação* com a matriz de similaridade contendo a distância Euclidiana entre as espécies. Os grupos foram definidos pelo traçado de uma linha paralela ao eixo horizontal, partindo da distância Euclidiana média (metade da maior distância), denominada *linha fenon*.

A análise discriminante foi aplicada posteriormente para verificar a precisão da classificação dos grupos e redistribuir os indivíduos mal classificados. O objetivo dessa análise é testar as diferenças estatísticas significantes entre os grupos resultantes, determinar funções discriminantes que permitam classificar novos indivíduos nos grupos, construir regras de alocação para identificar os indivíduos como membros de um dos n grupos obtidos e estimar a probabilidade de classificações corretas (Lopes et al. 2004).

Os grupos de espécies finalmente estabelecidos de acordo com o incremento diamétrico foram, então, subdivididos com base na altura dos adultos para formar o grupo final. A estratificação das espécies arbóreas, adaptada de Vale et al. (2009), se baseia nos valores de altura da mediana e terceiro quartil dos indivíduos e compreendeu quatro estratos: emergente, dossel, subdossel e sub-bosque (Vide capítulo 3). De acordo com Finegan et al. (1999), o espaço vertical ocupado pelo indivíduo adulto pode ser considerado ecologicamente mais significativo que apenas o diâmetro máximo. A classificação das espécies de acordo com sua ocupação no estrato vertical da comunidade foi estabelecida para cada fitofisionomia separadamente.

Os grupos funcionais aqui estabelecidos foram classificados de acordo com a metodologia usada por Chazdon et al. (2010) e inicialmente proposta por Finegan et al. (1999) para florestas tropicais úmidas na Costa Rica. Todas as análises foram realizadas com o auxílio do programa STATISTICA 7.1 (StatSoft 2005).

As taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) dos indivíduos foram calculadas através do modelo proposto por Swaine & Lieberman (1987) para os períodos de 1997 a 2002 e 2002 a 2007.

Todas as análises foram calculadas para as principais espécies ($n = 86$), que apresentaram no mínimo cinco indivíduos no primeiro inventário (1997). Este critério de corte foi adotado para a eliminação das espécies com baixa densidade, que aumentam consideravelmente o volume de cálculos, contribuem pouco para o entendimento da dinâmica da comunidade, podem mascarar padrões e dificultam as análises comparativas (Carvalho 2009).

As diferenças nas taxas de recrutamento e mortalidade entre os grupos funcionais para cada período foram verificadas por meio da ANOVA de um fator, seguida pelo teste de comparação múltipla de Tukey. O teste t foi usado para comparar os valores médios das taxas entre os períodos de medição (1997-2002 e 2002-2007). As análises estatísticas foram efetuadas pelo programa STATISTICA 7.1 (StatSoft 2005). Como estes são testes paramétricos, transformações apropriadas dos dados foram realizadas quando necessárias.

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Grupos de incremento em diâmetro

A análise de agrupamento indicou que o número ótimo de grupos está entre dois e cinco (Figura 3.1). O eixo vertical representa a distância euclidiana e no eixo horizontal encontram-se as espécies que geraram os grupos. Optou-se pela aplicação da *linha feñon*, na distância euclidiana de aproximadamente 1, abaixo da distância média, tendo em vista que um corte na distância média uniria grupos estatisticamente distintos, conforme encontrado na análise discriminante. Observa-se, assim, um corte de cinco ramos no agrupamento formado, o que permite a classificação do conjunto das 86 espécies analisadas em cinco grupos distintos. Os grupos formados em relação ao incremento em diâmetro foram: crescimento muito lento (CML), crescimento lento (CL), crescimento moderado (CM), crescimento rápido (CR) e crescimento muito rápido (CMR). As espécies pertencentes a cada grupo e seus respectivos valores de incremento diamétrico estão listadas no Anexo 1.

Os valores médios de cada parâmetro do incremento diamétrico usado na análise de agrupamento são apresentados na Tabela 3.1. Durante o período de 10 anos, a variabilidade dos incrementos de diâmetro foi grande: o valor do incremento mediano anual foi cerca de 20 vezes maior para o grupo de crescimento muito rápido em comparação com o de crescimento muito lento. Parte dessa variabilidade pode estar relacionada à altura dos adultos na comunidade. A categoria de altura dos emergentes e a maior parte dos indivíduos do dossel foram representadas pelos grupos de crescimento rápido (CMR e CR) enquanto que os indivíduos do sub-bosque pelos grupos de crescimento lento (CML e CL).

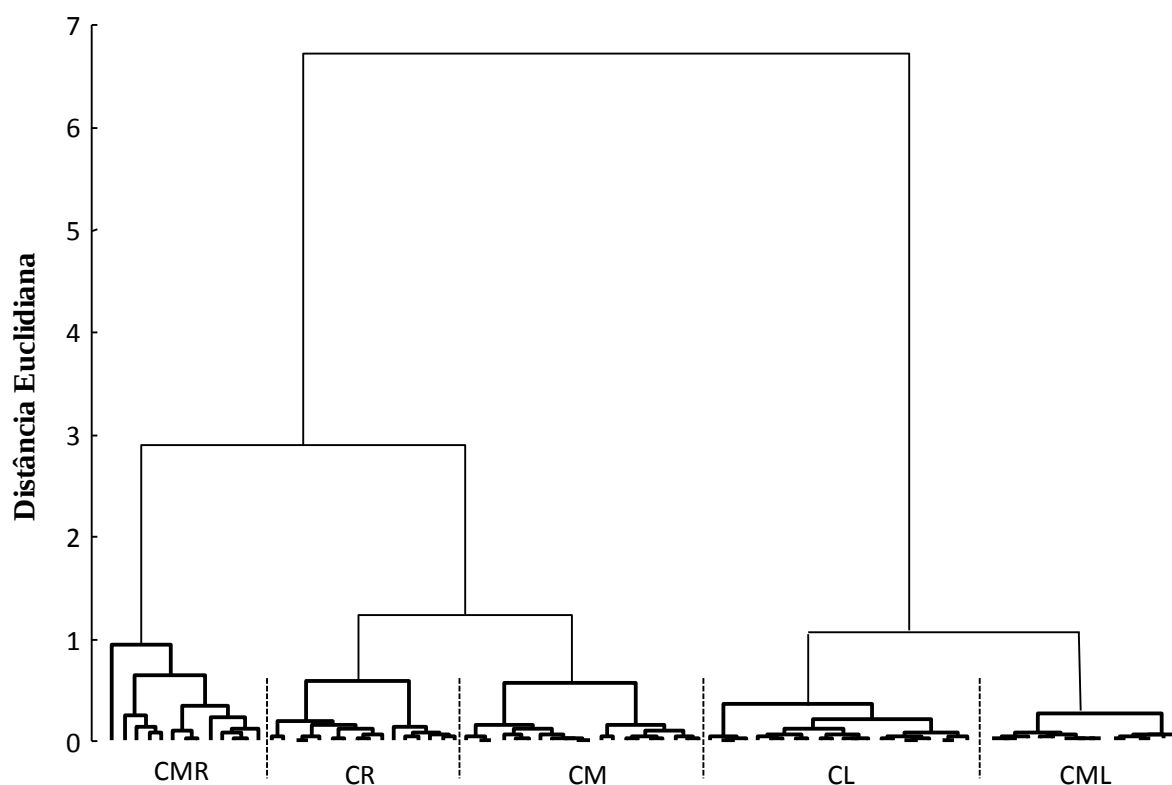


Figura 3.1. Agrupamento dos incrementos diamétricos de 86 espécies arbóreas do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, usando o método Ward de ligação. Legenda: CMR = crescimento muito rápido, CR = crescimento rápido, CM = crescimento moderado, CL = crescimento lento e CML = crescimento muito lento.

Tabela 3.1. Valores médios dos grupos de incremento em diâmetro formados pela análise de agrupamento para as espécies arbóreas do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga. Em parênteses está o número de espécies em cada grupo. Q1 = primeiro quartil, MED = mediana, Q3 = terceiro quartil.

Grupos de incremento em diâmetro	Q1 (cm.ano ⁻¹)	MED (cm.ano ⁻¹)	Q3 (cm.ano ⁻¹)
Crescimento muito lento (15)	0,00	0,02	0,05
Crescimento lento (23)	0,02	0,06	0,13
Crescimento moderado (20)	0,06	0,13	0,22
Crescimento rápido (17)	0,09	0,18	0,34
Crescimento muito rápido (11)	0,12	0,33	0,51

A análise discriminante separou os cinco grupos de incremento em diâmetro obtidos na análise de agrupamento com diferença significativa ($F = 26,0$; $p = 0,01$) e probabilidades variando de 0,15 para o grupo de crescimento rápido a 0,25 para o grupo de crescimento muito lento (Tabela 3.2). Nos grupos CML e CL todos os indivíduos foram classificados corretamente, enquanto que nos grupos CM, CR e CMR houve 90%, 88% e 85% de classificações corretas, respectivamente. No geral, ocorreram, em média, 93% de classificações corretas, indicando precisão da técnica de agrupamento.

Tabela 3.2. Número de casos e porcentagens de classificações das espécies nos cinco grupos de incremento em diâmetro determinados. CMR = crescimento muito rápido, CR = crescimento rápido, CM = crescimento moderado, CL = crescimento lento e CML = crescimento muito lento.

Grupo	Classificação Prevista					Classificação correta (%)
	CML $p = 0,18$	CL $p = 0,25$	CM $p = 0,23$	CR $p = 0,18$	CMR $p = 0,15$	
CML	16	0	0	0	0	100
CL	0	22	0	0	0	100
CM	0	1	18	1	0	90
CR	0	0	2	14	0	88
CMR	0	0	0	2	11	85
Total	16	23	20	17	11	93

A ordenação dos incrementos diamétricos usando a análise discriminante com os dados das espécies reclassificadas é apresentada na Figura 3.2. De acordo com a análise discriminante, o valor do terceiro quartil (Q3) foi o parâmetro da distribuição de incremento em diâmetro com maior influência na classificação, uma vez que apresenta maior valor de F (34,56) e, conseqüentemente, menor valor da estatística Lambda de Wilks ($\lambda = 0,37$).

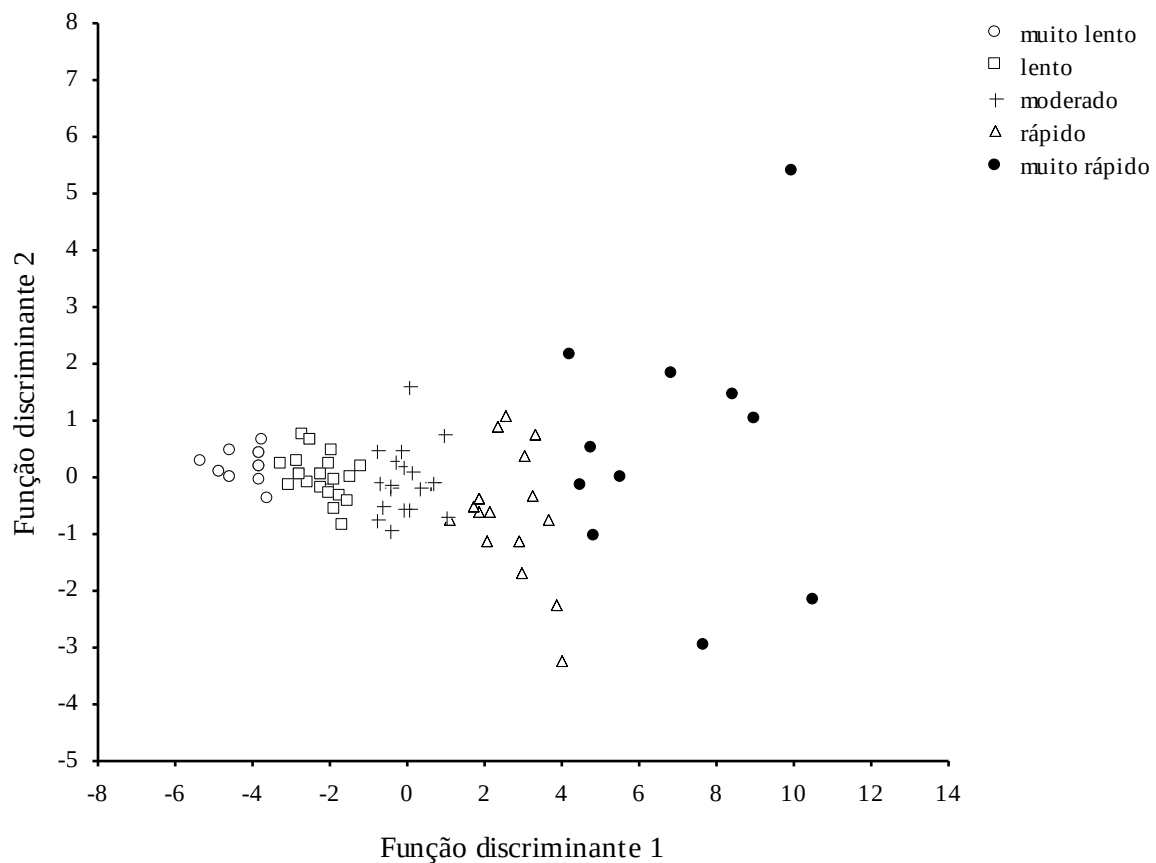


Figura 3.2. Ordenação dos incrementos diamétricos de 86 espécies arbóreas do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, usando a Análise Discriminante. O comprimento dos eixos é proporcional à variação explicada por cada eixo.

3.3.2. Descrição dos Grupos Funcionais

Os grupos de incremento em diâmetro foram reorganizados para a formação dos grupos funcionais em relação às categorias de altura dos adultos em grupos de crescimento lento (CML e CL) e de crescimento rápido (CM, CR e CMR). As categorias de estratificação vertical dos adultos se classificaram em sub-bosque, subdossel, dossel e emergente (vide Capítulo 2).

Os grupos funcionais de espécies arbóreas formados pelos valores de incremento em diâmetro (Tabela 3.1) em relação ao estrato ocupado pelos adultos são apresentados no Anexo 2. O GF1 corresponde às espécies pertencentes ao estrato emergente com crescimento rápido. O GF2 pertence às espécies do dossel e subdossel com crescimento rápido e o GF3 àquelas do mesmo estrato com crescimento lento. O GF4 contém as espécies do sub-bosque do gradiente florestal com crescimento lento. Assim, os GF1 e GF2 compreendem as espécies de crescimento rápido enquanto que os GF3 e GF4 às de crescimento lento.

Em termos gerais, de acordo com a Figura 3.3, a densidade dos grupos de crescimento rápido (GF1 e GF2) é um pouco maior que a daqueles de crescimento lento (GF3 e GF4). Entretanto, em termos de área basal relativa os grupos de crescimento rápido apresentam valores bem maiores que os observados para os de crescimento lento (área basal relativa de 75% e 25%, respectivamente).

As espécies do dossel e subdossel com crescimento rápido (GF2) dominam o gradiente florestal, tanto em densidade quanto em área basal (Figura 3.3). O grupo das emergentes com crescimento rápido (GF1) representa uma baixa densidade de indivíduos, mas sua área basal relativa é a segunda maior em relação aos demais grupos funcionais (Figura 3.3). Por outro lado, as espécies do sub-bosque com crescimento lento representam a menor proporção em área basal, mas apresentam maior densidade em relação às emergentes. As espécies do dossel e subdossel com crescimento lento (GF 3) apresentam densidade e área basal relativos semelhantes (Figura 3.3).

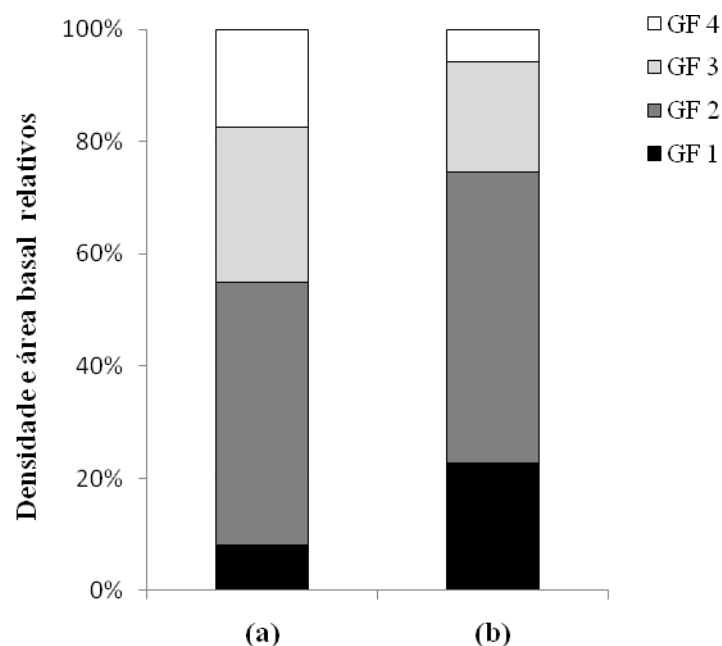


Figura 3.3. Densidade (a) e área basal (b) relativos dos quatro grupos funcionais das espécies arbóreas do gradiente florestal. Os dados são referentes aos indivíduos sobreviventes entre o período de 1997 a 2007. GF1 = emergente com crescimento rápido; GF2 = dossel/subdossel com crescimento rápido; GF3 = dossel/subdossel com crescimento lento; GF4 = sub-bosque com crescimento lento.

3.3.3. Mortalidade e Recrutamento dos Grupos Funcionais

Durante o período de 10 anos (1997 a 2007), a taxa de mortalidade anual foi de 2,9% e a de recrutamento anual de 1,5%. As taxas de recrutamento não apresentaram variação quando consideramos os dois períodos de cinco anos de monitoramento ($R = 1,6 \text{ \%.ano}^{-1}$ para 1997-2002 e 2002-2007). Entretanto, houve um aumento na taxa de mortalidade do período de 1997-2002 ($M = 2,5 \text{ \%.ano}^{-1}$) para o de 2002-2007 ($M = 3,3 \text{ \%.ano}^{-1}$).

A análise dos grupos funcionais independente da ocupação da espécie no estrato vertical do gradiente florestal (Figura 3.4) mostra que não há diferença nas taxas de

recrutamento entre os grupos de crescimento rápido (GF1 e GF2) e os de crescimento lento (GF3 e GF4) para os períodos de 1997-2002 ($t = 0,10$; $p = 0,91$) e 2002-2007 ($t = 0,48$; $p = 0,63$). Entretanto, em relação à mortalidade (Figura 3.4), os grupos de crescimento rápido apresentam taxas inferiores às observadas para aqueles de crescimento lento nos dois períodos monitorados ($t = -3,19$; $p = 0,01$ para 1997-2002 e $t = -2,18$; $p = 0,03$ para 2002-2007).

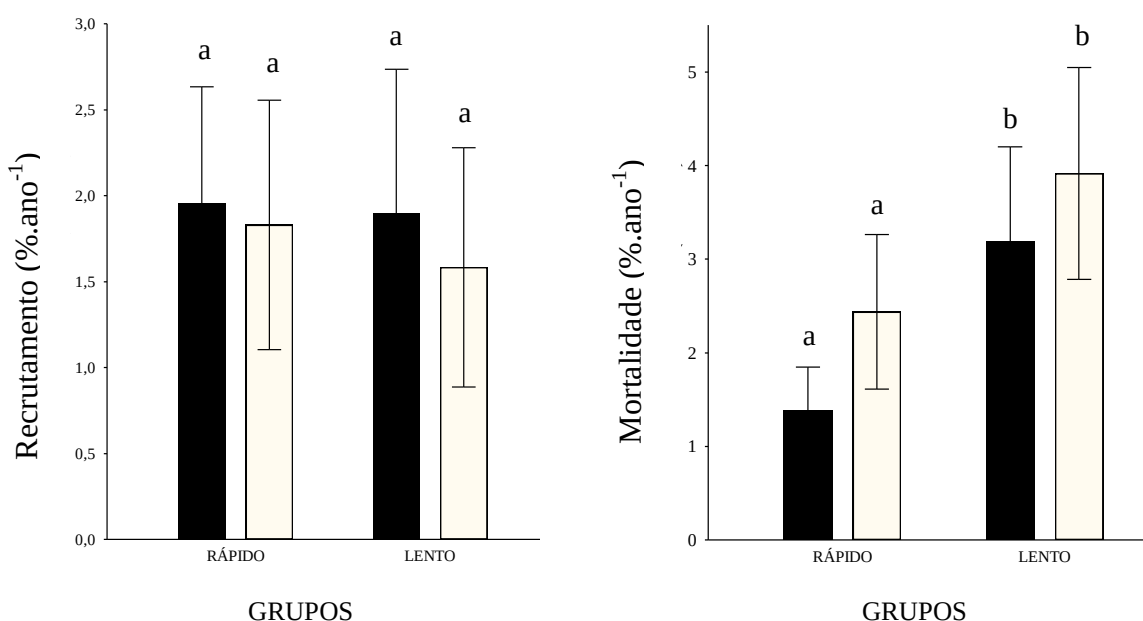


Figura 3.4. Taxas médias anuais ($\pm$ erro padrão) de mortalidade e recrutamento dos grupos de crescimento rápido (GF1 e GF2) e lento (GF3 e GF4) das espécies arbóreas do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, referentes aos períodos de 1997-2002 (■) e 2002-2007 (□). GF1 = emergente com crescimento rápido; GF2 = dossel/subdossel com crescimento rápido; GF3 = dossel/subdossel com crescimento lento; GF4 = sub-bosque com crescimento lento.

As taxas de mortalidade (Tabela 3.3) diferiram significativamente ($F_{3,82} = 4,31$; $p = 0,007$) entre os grupos funcionais no período de 1997 a 2002 (Figura 3.5a). As espécies do dossel e subdossel com crescimento rápido (GF2) apresentaram menor mortalidade em

comparação com aquelas do sub-bosque com crescimento lento (GF4). Essa tendência não foi estatisticamente significativa ($F_{3, 82} = 2,17$; $p = 0,09$) no período de 2002 a 2007 (Figura 3.5b). A falta de significância estatística nesse período pode ser devido ao aumento da taxa de mortalidade do grupo GF2 ($t = -2,55$; $p = 0,01$).

Tabela 3.3. Taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) dos quatro grupos funcionais das espécies arbóreas do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, referentes aos períodos de 1997-2002 e 2002-2007. Valores são médias $\pm$ desvio padrão. Letras em sobrescrito se referem a ANOVA das taxas entre os grupos funcionais.

Grupo	Descrição	M (%.ano ⁻¹)		R (%.ano ⁻¹)	
		1997-2002	2002-2007	1997-2002	2002-2007
GF1	Emergente com crescimento rápido	1,6 $\pm$ 2,3 ^{ab}	1,2 $\pm$ 2,1 ^a	1,3 $\pm$ 1,5 ^a	2,3 $\pm$ 3,2 ^a
GF2	Dossel/subdossel com crescimento rápido	1,3 $\pm$ 1,5 ^a	2,7 $\pm$ 2,9 ^a	2,1 $\pm$ 2,5 ^a	1,7 $\pm$ 2,4 ^a
GF3	Dossel/subdossel com crescimento lento	2,9 $\pm$ 2,9 ^{ab}	3,6 $\pm$ 3,4 ^a	1,5 $\pm$ 2,4 ^a	0,8 $\pm$ 1,4 ^a
GF4	Sub-bosque com crescimento lento	3,6 $\pm$ 3,3 ^b	4,3 $\pm$ 3,7 ^a	2,6 $\pm$ 2,7 ^a	2,8 $\pm$ 2,4 ^a

O número de recrutas não variou significativamente entre os grupos funcionais (Figura 5) no período de 1997 a 2002 ($F_{3, 82} = 0,81$; $P = 0,49$) e de 2002 a 2007 ($F_{3, 82} = 2,64$, $p = 0,06$). Não houve variação significativa nas taxas de recrutamento entre os dois períodos de medição para os quatro grupos funcionais analisados ($p > 0,05$).

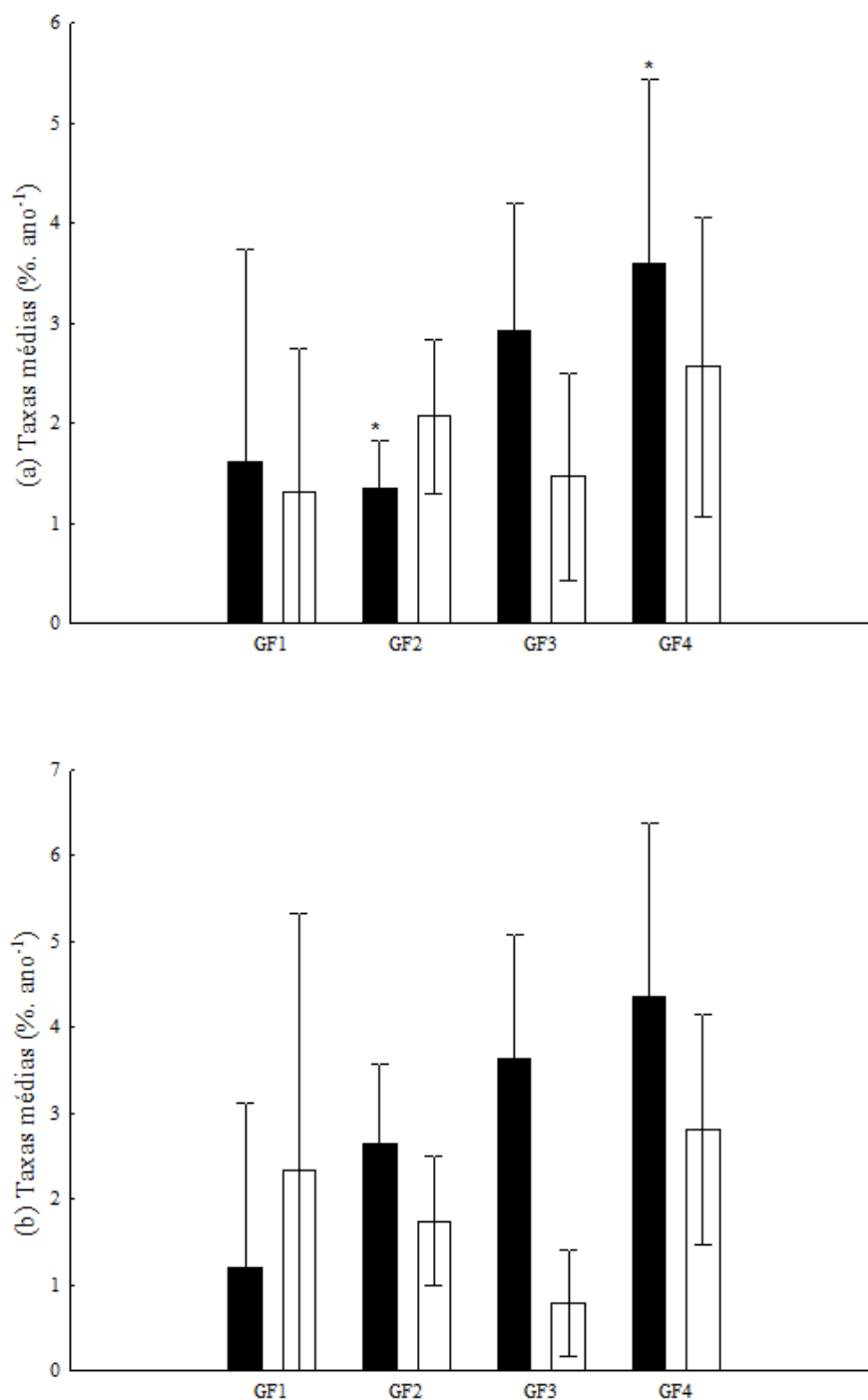


Figura 3.5. Taxas médias anuais ($\pm$ erro padrão) de mortalidade (■) e recrutamento (□) dos quatro grupos funcionais das espécies arbóreas do gradiente florestal, referentes aos períodos de 1997-2002 (a) e 2002-2007 (b). GF1 = emergente com crescimento rápido; GF2 = dossel/subdossel com crescimento rápido; GF3 = dossel/subdossel com crescimento lento; GF4 = sub-bosque com crescimento lento. Em asterisco estão indicados os grupos funcionais com diferença significativa pela ANOVA, seguida pelo teste de Tukey.

3.4. DISCUSSÃO

3.4.1. Grupos de incremento em diâmetro

O terceiro quartil (Q3) foi o parâmetro com maior influência no agrupamento das espécies, resultado também encontrando por Finegan et al. (1999), ao adotar uma classificação não subjetiva de espécies. De acordo com os autores, isso significa que a localização de determinada espécie no agrupamento é fortemente dependente das taxas de crescimento dos indivíduos com incremento mais rápido da população. As taxas de incremento máximo, as quais indicam o potencial de crescimento inerente à espécie, são consideravelmente mais informativas que as médias na avaliação do crescimento de árvores em florestas tropicais (Clark & Clark 1999).

As taxas de incremento registradas tanto para os grupos funcionais como para as principais espécies do gradiente florestal apresentaram alta variabilidade, resultando em grande diferenciação no crescimento dos indivíduos. Elevada variabilidade intra e inter específica no crescimento arbóreo é uma característica frequente em florestas tropicais (Baker et al. 2003b; Chao et al. 2008; King et al. 2005; Swaine et al. 1987) como consequência da elevada heterogeneidade genética e ambiental típica destes ambientes (Hubbell et al. 1999).

A variabilidade dos incrementos em diâmetro observada no presente estudo foi grande (Tabela 3.1), na mesma ordem de magnitude encontrada por Finegan et al. (1999) e Chazdon et al. 2010) em floresta tropical da Costa Rica (cerca de 20 vezes maior para o grupo de crescimento muito rápido em comparação com o de crescimento muito lento). Em geral, espécies que demandam luz e as que ocupam o dossel tendem a apresentar maiores taxas de incremento (Whitmore 1990). O rápido crescimento das espécies do dossel possibilita que

este grupo apresente, temporariamente, certa vantagem competitiva em relação às espécies do sub-bosque, permitindo que elas alcancem a maturidade reprodutiva antes de serem excluídas pela competição. De acordo com Delcamp et al. (2008), as taxas de crescimento diminuem das espécies heliófitas em direção às tolerantes à sombra.

Os valores das medianas dos grupos calculados nesse estudo (p.ex. 0,02 cm.ano⁻¹ para o grupo de crescimento muito lento e 0,33 cm.ano⁻¹ para o de crescimento muito rápido) são menores que aqueles encontrados por Finegan et al. (1999) em floresta tropical na Costa Rica (incrementos medianos de 0,08 e 1,57 cm.ano⁻¹ para os mesmos grupos de crescimento). Entretanto, a diferença entre os valores extremos dos incrementos diamétricos para esses grupos no gradiente florestal se manteve na mesma proporção observada por Finegan et al. (1999), ou seja, cerca de 20 vezes maior para o grupo de crescimento muito rápido. Korning & Balslev (1994a) encontraram taxas de crescimento maiores em transectos que sofreram perturbação ou em fase de crescimento, em contraposição ao observado nos transectos em estágios finais de sucessão. Baker et al. (2003a), estudando a associação entre crescimento arbóreo, fertilidade do solo e disponibilidade de água em florestas tropicais, observaram que o crescimento foi maior na floresta semidecídua quando comparado com a floresta sempreverde. Os autores apontaram que a disponibilidade de água, mais do que a irradiação, determina algumas das variações no crescimento de árvores maduras de duas importantes espécies na área de estudo, principalmente para florestas estacionais. De acordo com Whitmore (1990), o requerimento por luz e as estratégias de regeneração das espécies de florestas tropicais estão relacionadas às taxas de incremento das mesmas, com as pioneiras apresentando taxas maiores e, no outro extremo, as tolerantes à sombra com taxas menores. No presente estudo, nem sempre essa relação foi observada, já que encontramos espécies pioneiras com incremento em diâmetro muito baixo tanto no sub-bosque quanto no dossel da

comunidade arbórea. Uma explicação para esse resultado é que a formação florestal encontra-se em fase de substituição das espécies pioneiras por espécies de estágios finais de sucessão (não-pioneiras), já que a perturbação antrópica na área cessou há 25 anos.

3.4.2. Descrição dos grupos funcionais

Os dados de incremento em diâmetro e altura dos adultos permitiram a identificação de quatro grupos funcionais distintos. De acordo com Clark & Clark (1999), as espécies arbóreas de florestas tropicais podem ser significativamente agrupadas em poucos tipos funcionais em termos de sua *performance* em crescimento, enquanto que associações entre a altura máxima da espécie e variáveis demográficas têm sido consistentemente apontadas (Easdale et al. 2007).

Foram encontrados três grupos pertencentes aos estratos emergente e do dossel do gradiente, sendo dois caracterizados por elevadas taxas de crescimento (GF1 e GF2) e um com crescimento lento (GF3). O sub-bosque (GF4), entretanto, foi representado apenas por espécies de crescimento lento. O conjunto de espécies dos grupos GF1 e GF2 apresentam taxa de incremento diamétrico dentro do esperado para formações florestais tropicais (Kariuki et al. 2006; Korning & Balslev 1994b) e são representados em sua maioria por espécies não-pioneiras, características de estágios finais da sucessão nessas formações florestais. O GF3 é constituído, em sua maioria, por espécies pioneiras que, além de possuírem taxas de incremento muito baixas, fora do esperado para florestas tropicais (Easdale et al. 2007; Kariuki et al. 2006; King et al. 2005), apresentaram taxas de mortalidades altas e superiores ao recrutamento, indicando que essas espécies estão sendo substituídas na comunidade por outras de estágios finais de sucessão. O mesmo padrão foi observado para as espécies de

formações savânicas presentes no grupo, fornecendo indícios de que o cerradão está se tornando, floristicamente, mais parecido com a floresta estacional semidecidual. Finegan et al. (1999), investigando os padrões de incremento em diâmetro de 106 espécies arbóreas em floresta tropical na Costa Rica, também encontraram espécies pioneiras com taxas de crescimento baixas, similares às taxas observadas para espécies do sub-bosque tolerantes à sombra. Os autores acreditam que o grupo das pioneiras com taxas de crescimento rápido é composto por espécies recrutadas em grandes clareiras.

Condit et al. (1996) e Finegan et al. (1999), analisando a dinâmica de grupos funcionais em florestas tropicais no Panamá, e Chazdon et al. (2010), avaliando a dinâmica de grupos funcionais em florestas tropicais na Costa Rica, encontraram espécies com crescimento rápido tanto no sub-bosque como no dossel. No presente estudo, entretanto, todas as espécies do sub-bosque apresentaram taxas de crescimento baixas. Esse resultado pode ser explicado porque a maioria das espécies do sub-bosque é tolerante à sombra (não-pioneira). De acordo com Whitmore (1990), a taxa de incremento relativo diminui com o aumento à tolerância a sombra. A baixa porcentagem de espécies pioneiras no sub-bosque pode ser devido ao pequeno número de clareiras observado na área, já que essas espécies geralmente germinam apenas em clareiras e/ou bordas da floresta e suas plântulas não sobrevivem sob o dossel fechado por muito tempo (Whitmore 1990). A espécie *Diospyros burchellii*, uma espécie típica das formações savânicas do bioma Cerrado, é um exemplo de espécie encontrada apenas nas bordas do cerradão, em transição com o cerrado sentido restrito.

Manokaran & Kochummen (1987), em estudo de dinâmica de floresta tropical na Malásia, encontraram taxas de crescimento em diâmetro variando desde 0,08 cm.ano⁻¹ para espécies do sub-bosque até 0,49 cm.ano⁻¹ para as emergentes, valores semelhantes aos encontrados no presente estudo. King et al. (2005) apontam que a variação na interceptação

da luz e diferenças interespecíficas na densidade da madeira são os principais determinantes da variação no crescimento entre árvores em florestas tropicais.

3.4.3. Mortalidade e recrutamento dos grupos funcionais

Conforme a hipótese levantada, as elevadas taxas de mortalidade (2,5 e 3,3 $\%.\text{ano}^{-1}$) indica que o gradiente florestal estudado apresenta uma comunidade arbórea com dinâmica acelerada. As taxas de mortalidade observadas na área de estudo são maiores que aquelas observadas em florestas tropicais úmidas (Korning & Balslev 1994b; Lewis et al. 2004; Phillips & Gentry 1994) e estão abaixo dos valores (acima de 4 $\%.\text{ano}^{-1}$) encontrados em outras florestas tropicais estacionais (Carvalho 2009; Marin et al. 2005; Nascimento et al. 1999; Paiva et al. 2007). Manokaran & Kochummen (1987), Carey et al. (1994) e Condit et al. (1995) também encontraram marcante variação na mortalidade entre períodos sucessivos de monitoramento, indicando que as taxas de mortalidade podem ser muito variáveis temporalmente. Entretanto, as taxas de recrutamento (1,6 $\%.\text{ano}^{-1}$) são similares aos resultados (abaixo de 2 $\%.\text{ano}^{-1}$) encontrados em outras florestas tropicais (Korning & Balslev 1994b; Lieberman & Lieberman 1987; Manokaran & Kochummen 1987; Oliveira et al. 1997; Swaine et al. 1990).

As taxas de recrutamento não variaram entre os grupos de incremento em diâmetro estabelecidos para os dois períodos monitorados. Entretanto, a mortalidade foi maior para o conjunto de espécies com crescimento lento em relação às de crescimento rápido, dentro do esperado para florestas tropicais (Kariuki et al. 2006; King et al. 2005).

Para os grupos funcionais de incremento em relação à ocupação no estrato vertical da floresta, as taxas de mortalidade não diferiram entre os grupos no segundo período de monitoramento, o que pode ser sugestivo de que as taxas de incremento representam características funcionais melhores para aplicação de modelos de dinâmica que a altura máxima das árvores em comunidades florestais. Variações nas taxas de incremento podem ser críticas para a densidade e distribuição de espécies se o incremento lento está vinculado à elevada mortalidade ou baixas taxas de recrutamento (Baker et al. 2003a). Manokaran & Kochummen (1987), em floresta tropical na Malásia, e Korning & Balslev (1994b), em floresta tropical equatorial, mostraram que as espécies emergentes e do dossel apresentam taxas de mortalidade menores, enquanto que aquelas do sub-bosque apresentaram taxas mais altas.

Em relação à estratificação, foi possível observar que apenas as espécies do dossel com crescimento rápido apresentaram taxas de mortalidade inferiores às daquelas do sub-bosque com crescimento lento. Nos demais grupos não foi possível estabelecer diferenças significativas. Uma justificativa para esse resultado pode estar relacionada à dicotomia dossel/sub-bosque e crescimento rápido/crescimento lento dos grupos em destaque, já que a diferença só foi encontrada entre os extremos dos grupos estabelecidos. Delcamp et al. (2008), em estudo sobre a dinâmica de populações após perturbação, observaram que as taxas de recrutamento e mortalidade apresentaram diferença significativa apenas entre o grupo das heliófitas e o grupo final de tolerância à sombra. De acordo com Turner (2001), as espécies do sub-bosque apresentam elevada mortalidade devido ao risco da queda de árvores grandes e competição. Por isso, elas devem recrutar mais indivíduos que as espécies do dossel, que crescem mais rápido e são mais eficazes em escapar das condições limitantes do sub-bosque.

O gradiente florestal apresenta taxas de recrutamento semelhantes a outras florestas tropicais úmidas e estacionais. As taxas de mortalidade, porém, são maiores que os valores observados para florestas tropicais úmidas e bem menores que as taxas encontradas em diversas florestas estacionais semidecíduais e decíduais. Entretanto, quando analisamos as taxas de incremento diamétrico por grupo funcional da área de estudo com outras formações florestais observamos que essas taxas são menores que aquelas reportadas na literatura, porém mantêm a mesma proporção em relação aos valores de cada grupo. Essa diferença se deve, provavelmente, à menor área basal da comunidade arbórea presente no gradiente florestal estudado. Os resultados sugerem que as diferenças nos grupos funcionais podem ser dependentes do estágio sucessional do gradiente florestal estudado.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando tanto as taxas encontradas para os parâmetros dinâmicos, é possível expressar a dinâmica global do gradiente como cerrado > floresta estacional semidecidual > mata de galeria ao longo do período de 10 anos. Houve desbalanço em favor da mortalidade para a floresta estacional semidecidual e a mata de galeria que, aliado à diminuição da densidade e ao aumento da área basal das espécies, sugerem um processo de auto-desbaste dessas fitofisionomias. O balanço positivo em favor do recrutamento encontrado no cerrado, somado ao aumento em densidade e área basal de seus indivíduos, indica que essa fitofisionomia está em fase de construção, favorecida pela diminuição do fogo e demais perturbações antrópicas. Esses resultados sugerem que está ocorrendo avanço do cerrado em áreas de cerrado sentido restrito, além da perda de algumas áreas de cerrado para a floresta estacional semidecidual.

As taxas de mortalidade e recrutamento diferiram entre os grupos ecológicos, com as espécies pioneiras apresentando maior mortalidade que recrutamento. Entretanto, a taxa de recrutamento foi maior que a de mortalidade para o grupo das espécies tolerantes à sombra. Entre as espécies com altas taxas de mortalidade, também se destacaram espécies típicas do cerrado sentido restrito, que foram amostradas na área de cerrado. Em geral, somente as espécies do estrato emergente apresentaram taxas de mortalidade média anual abaixo da média da comunidade do gradiente florestal e menores que aquelas observadas para os demais estratos. O sub-bosque apresentou taxas de recrutamento acima da média do gradiente florestal nos dois períodos de medição.

O incremento diamétrico anual do gradiente florestal é menor que o incremento reportado na literatura, sendo maior para o cerrado. Esses resultados corroboram a hipótese

de que o gradiente florestal estudado se encontra em fase de auto-desbaste, principalmente para a floresta estacional semidecidual e mata de galeria, as quais possuem um incremento menor, visto que a área basal do gradiente é pequena e a densidade de indivíduos com maior diâmetro é baixa. O cerradão, entretanto, apresenta os valores de incremento mais elevados entre as outras fitofisionomias estudadas, provavelmente devido ao maior recrutamento de novos indivíduos, resulta no aumento em área basal e densidade arbórea, sugerindo que esta fisionomia está em fase de construção.

Foram encontrados cinco grupos funcionais baseados nos valores de incremento mediano em diâmetro e ocupação no estrato vertical pelos adultos no gradiente florestal. A densidade relativa dos grupos de crescimento rápido é um pouco maior que a dos grupos de crescimento lento. Entretanto, em termos de área basal relativa os grupos de crescimento rápido apresentam valores bem maiores que os observados para os de crescimento lento. Os grupos de crescimento rápido apresentaram taxas de mortalidade menores às observadas para aqueles de crescimento lento nos dois períodos monitorados. Em relação aos estratos verticais, apenas as espécies do dossel e subdossel com crescimento rápido apresentaram menor mortalidade em comparação com aquelas do sub-bosque com crescimento lento. Não houve diferença entre os grupos funcionais em relação às taxas de recrutamento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Appolinário V., Oliveira-Filho A.T. and Guilherme F.A.G. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Revista Brasileira de Botânica* 28: 13.
- Baker T.R., Affum-Baffoe K., Burslem D. and Swaine M.D. 2002. Phenological differences in tree water use and the timing of tropical forest inventories: conclusions from patterns of dry season diameter change. *Forest Ecology and Management* 171: 261-274.
- Baker T.R., Burslem D. and Swaine M.D. 2003a. Associations between tree growth, soil fertility and water availability at and regional scales in Ghanaian tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 19: 109-125.
- Baker T.R., Swaine M.D. and Burslem D. 2003b. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 6: 21-36.
- Braga F.M.S. and Rezende A.V. 2007. Arboreal vegetation's dynamic in Catetinho's gallery forest, Brasília-DF. *Cerne* 13: 138-148.
- Cardoso E., Moreno M.I.C., Bruna E.M. and Vasconcelos H.L. 2009. Mudanças fitofisionômicas no Cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia-MG. *Caminhos de Geografia* 10: 254-268.
- Cardoso E. and Schiavini I. 2002. Relação entre distribuição de espécies arbóreas e topografia em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG). *Revista Brasileira de Botânica* 25: 277.
- Carey E., Brown S., Gillespie A. and Lugo A. 1994. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. *Biotropica*: 255-265.
- Carvalho F.A. 2009. Dinâmica da vegetação arbórea de uma floresta estacional decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, p. 134.
- Chao K.J., Phillips O.L., Gloor E., Monteagudo A., Torres-Lezama A. and Martinez R.V. 2008. Growth and wood density predict tree mortality in Amazon forests. *Journal of Ecology* 96: 281-292.
- Chazdon R.L., Finegan B., Capers R.S., Salgado-Negret B., Casanoves F., Boukili V. and Norden N. 2010. Composition and Dynamics of Functional Groups of Trees During Tropical Forest Succession in Northeastern Costa Rica. *Biotropica* 42: 31-40.
- Chazdon R.L., Letcher S.G., van Breugel M., Martinez-Ramos M., Bongers F. and Finegan B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 362: 273-289.

Clark D.A. and Clark D.B. 1992. Life-history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain-forest. *Ecological Monographs* 62: 315-344.

Clark D.A. and Clark D.B. 1999. Assessing the growth of tropical rain forest trees: Issues for forest modeling and management. *Ecological Applications* 9: 981-997.

Clark D.B., Clark D.A. and Oberbauer S.F. 2010. Annual wood production in a tropical rain forest in NE Costa Rica linked to climatic variation but not to increasing CO₂. *Global Change Biology* 16: 747-759.

Condit R., Hubbell S.P. and Foster R.B. 1992. Short-term dynamics of a neotropical forest. *Bioscience* 42: 822-828.

Condit R., Hubbell S.P. and Foster R.B. 1995. Mortality-rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs* 65: 419-439.

Condit R., Hubbell S.P. and Foster R.B. 1996. Assessing the response of plant functional types to climatic change in tropical forests. *Journal of Vegetation Science* 7: 405-416.

Delcamp M., Gourlet F.S., Flores O. and Garnier E. 2008. Can functional classification of tropical trees predict population dynamics after disturbance? *Journal of Vegetation Science* 19: 209-U211.

Dias Neto O.C., Schiavini I., Lopes S.F., Vale V.S., Gusson A.E. and Oliveira A.P. 2009. Estrutura fitossociológica e grupos ecológicos em fragmento de floresta estacional semidecidual, Uberaba, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* 60: 1087-1100.

Durigan G. and Ratter J.A. 2006. Successional changes in cerrado and Cerrado/Forest ecotonal vegetation in western São Paulo state, Brazil, 1962-2000. *Edinburgh Journal of Botany* 63: 119-130.

Easdale T.A., Healey J.R., Grau H.R. and Malizia A. 2007. Tree life histories in a montane subtropical forest: species differ independently by shade-tolerance, turnover rate and substrate preference. *Journal of Ecology* 95: 1234-1249.

FAO. 2004. Forest Resources Assessment Programme. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Felfili J.M. 1995a. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in Central Brazil. *Vegetatio* 117: 1-15.

Felfili J.M. 1995b. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in Central Brazil over a 6-year period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology* 11: 67-83.

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: 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.

Fina B.G. and Monteiro R. 2009. Estudo da estrutura da comunidade arbustivo-arbórea de uma área de cerrado, município de Pirassununga (SP). *Neotropical Biology and Conservation* 4: 40-48.

Finegan B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: The first 100 years of succession. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 119-124.

Finegan B., Camacho M. and Zamora N. 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management* 121: 159-176.

Finger C.A.G. 1992. *Fundamentos de Biometria Florestal*. UFSM/CEPEF/FATEC, Santa Maria.

Fonseca R.C.B. and Rodrigues R.R. 2000. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. *Scientia Forestalis*: 27-43.

Gitay H. and Noble I.R. 1997. What are functional types and how should we seek them? In: Smith T. M., Shugart H. H. and F.I. W. (eds), *Plant Functional Types: Their Relevance to Ecosystem Properties and Global Change*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 369.

Gitay H., Noble I.R. and Connell J.H. 1999. Deriving functional types for rain-forest trees. pp. 641-650.

Gomes E.P.C., Mantovani W. and Kageyama P.Y. 2003. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 14.

Gourlet-Fleury S., Blanc L., Picard N., Sist P., Dick J., Nasi R., Swaine M.D. and Forni E. 2005. Grouping species for predicting mixed tropical forest dynamics: looking for a strategy. *Annals of Forest Science* 62: 785-796.

Guariguata M.R. and Ostertag R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.

Hallé F., Oldeman R.A.A. and Tomlinson P.B. 1978. *Tropical Trees and Forests: an architectural analysis*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, New York.

Harcombe P.A., Bill C.J., Fulton M., Glitzenstein J.S., Marks P.L. and Elsie I.S. 2002. Stand dynamics over 18 years in a southern mixed hardwood forest, Texas, USA. *Journal of Ecology* 90: 947-957.

Harper J.L. 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press, London.

Hartshorn G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica* 12: 23-30.

Henriques R.P.D. and Hay J.D. 2002. Pattern and dynamics of plant population. In: Oliveira P. S. and Marquis R. J. (eds), *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press, New York, pp. 140-158.

- Hubbell S.P., Foster R.B., O'Brien S.T., Harms K.E., Condit R., Wechsler B., Wright S.J. and de Lao S.L. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science* 283: 554-557.
- Kariuki M., Rolfe M., Smith R.G.B., Vanclay J.K. and Kooyman R.M. 2006. Diameter growth performance varies with species functional-group and habitat characteristics in subtropical rainforests. *Forest Ecology and Management* 225: 1-14.
- Kellman M., Tackaberry R. and 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.
- King D.A., Davies S.J., Supardi M.N.N. and Tan S. 2005. Tree growth is related to light interception and wood density in two mixed dipterocarp forests of Malaysia. *Functional Ecology* 19: 445-453.
- Knight D.H. 1975. Phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs* 45: 259-284.
- Korning J. and Balslev H. 1994a. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain-forest in Ecuador. *Journal of Vegetation Science* 5: 77-86.
- Korning J. and Balslev H. 1994b. Growth-rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relating to forest structure in Amazonian Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* 10: 151-166.
- Lang G.E. and Knight D.H. 1983. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. *Ecology* 64: 1075-1080.
- Laurance W.F., Ferreira L.V., Rankin-De Merona J.M. and Laurance S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79: 2032-2040.
- Lewis S.L., Lloyd J., Sitch S., Mitchard E.T.A. and Laurance W.F. 2009a. Changing Ecology of Tropical Forests: Evidence and Drivers. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 40: 529-549.
- Lewis S.L., Lopez-Gonzalez G., Sonke B., Affum-Baffoe K., Baker T.R., Ojo L.O., Phillips O.L., Reitsma J.M., White L., Comiskey J.A., Djuikouo M.N., Ewango C.E.N., Feldpausch T.R., Hamilton A.C., Gloor M., Hart T., Hladik A., Lloyd J., Lovett J.C., Makana J.R., Malhi Y., Mbago F.M., Ndangalasi H.J., Peacock J., Peh K.S.H., Sheil D., Sunderland T., Swaine M.D., Taplin J., Taylor D., Thomas S.C., Votere R. and Woll H. 2009b. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature* 457: 1003-U1003.
- Lewis S.L., Phillips O.L., Baker T.R., Lloyd J., Malhi Y., Almeida S., Higuchi N., Laurance W.F., Neill D.A., Silva J.N.M., Terborgh J., Lezama A.T., Martinez R.V., Brown S., Chave J., Kuebler C., Vargas P.N. and Vinceti B. 2004. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 359: 421-436.

- Libano A.M. and Felfili J.M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). *Acta Botânica Brasílica* 20: 927-936.
- Lieberman D. and Lieberman M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La-Selva, Costa Rica (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology*: 347-358.
- Lieberman D., Lieberman M., Peralta R. and Hartshorn G.S. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa-Rica. *Journal of Ecology* 73: 915-924.
- Lima S.C. and Bernardini A.R. 1992. Mapeamento dos solos da Bacia do Ribeirão Panga. *Sociedade & Natureza* 4: 77-84.
- Lopes M.C., Haselein C.R., Santini E.J., Longhi S.J., Rosso S., Fernandes D.L.G. and Menezes L.F. 2004. Agrupamento de árvores matrizes de *Eucalyptus grandis* em função das variáveis dendrométricas e das características tecnológicas da madeira. *Ciência Florestal* 14: 12.
- Machado E.L.M. and Oliveira-Filho A.T. 2010. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. *Acta botânica Brasílica* 24: 256-268.
- Magurran A. 1988. *Ecological Diversity and its measurement*. University Press, Cambridge.
- Manokaran N. and 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.
- Marin G.C., Nygard R., Rivas B.G. and Oden P.C. 2005. Stand dynamics and basal area change in a tropical dry forest reserve in Nicaragua. *Forest Ecology and Management* 208: 63-75.
- Marques M.C.M., Burslem D.F.R.P., Britez R.M. and Silva S.M. 2009. Dynamics and diversity of flooded and unflooded forest in a Brazilian Atlantic rain forest: a 16-year study. *Plant Ecology & Diversity* 2: 57-64.
- Moreira A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography* 27: 1021-1029.
- Moreno M.I.C. and Schiavini I. 2001. Relação entre vegetação e solo em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia (MG). *Revista Brasileira de Botânica* 24: 537-544.
- Murphy P.G. and Lugo A.E. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67-88.
- Nascimento H.E.M., Dias A.S., Tabanez A.A.J. and Viana V.M. 1999. Estrutura e dinamica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 59: 14.

Nascimento H.E.M., Laurance W.F., Condit R., Laurance S.G., D'Angelo S. and Andrade A.C. 2005. Demographic and life-history correlates for Amazonian trees. *Journal of Vegetation Science* 16: 625-634.

Oliveira A.P. and Felfili J.M. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). *Revista Brasileira de Botânica* 31: 14.

Oliveira A.T., deMello J.M. and Scolforo J.R.S. 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., Almeida R.J., Melo J.M. and Gavinales M.L. 1994. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego dos Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). *Revista Brasileira de Botânica* 17: 67-85.

Oliveira-Filho A.T., Carvalho W.A.C., Machado E.L.M., Hihughi P., Apolinário V., Castro G., C., Silva A.C., Santos R.M., Borges L.F., Corrêa B.S. and Alves J., M. 2007. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). *Revista Brasileira de Botânica* 30: 12.

Oliveira-Filho A.T., deMello J.M. and Scolforo J.R.S. 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. and Ratter J.A. 1995. A study of the origin of Central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution pattern. *Edinburgh Journal of Botany* 52: 54.

Oliveira-Filho A.T. and Ratter J.A. 2002. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. In: Oliveira P. S. and Marquis R. J. (eds), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York, p. 367.

Paiva L.V., Araújo G.M. and Pedroni F. 2007. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the "Estação Ecológica do Panga", municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 9.

Pereira-Silva E.F.L., Santos J.E., Kageyama P.Y. and Hardt E. 2004. Florística e fitossociologia dos estratos arbustivo e arbóreo de um remanescente de cerradão em uma Unidade de Conservação do Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 27: 533-544.

Phillips O.L. and Gentry A.H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263: 954-958.

Pinto J.R. and Hay J.D. 2005. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 28: 523-539.

- Prado-Júnior J.A., Vale V.S., Oliveira A.P., Gusson A.E., Dias Neto O.C., Lopes S.F. and Schiavini I. 2010. Estrutura da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual localizada na reserva legal da Fazenda Irara, Uberlândia, MG. *Bioscience Journal* 26: 638-647.
- Pulz F.A. 1998. Estudo da dinâmica e a modelagem da estrutura diamétrica de uma floresta semidecídua Montana na região de Lavras-MG. Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- Pulz F.A., Scolforo J.R., Oliveira A.D., Mello J.M. and Oliveira-Filho A.T. 1999. Acuracidade da predição da distribuição diamétrica de uma floresta inequiânica com a matriz de transição. *Cerne* 5: 1-14.
- Reich P.B., Wright I.J., Cavender-Bares J., Craine J.M., Oleksyn J., Westoby M. and Walters M.B. 2003. The evolution of plant functional variation: Traits, spectra, and strategies. *International Journal of Plant Sciences* 164: S143-S164.
- Ribeiro J.F. and Walter B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano S. M., Almeida S. P. and Ribeiro J. F. (eds), *Cerrado: Ecologia e Flora*. Embrapa Cerrados: Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, p. 408.
- Roitman I., Felfili J.M. and Rezende A.V. 2008. Tree dynamics of a fire-protected cerrado sensu stricto surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. *Plant Ecology* 197: 255-267.
- Rolim S.G., Couto H.T.Z. and Jesus R.M. 1999. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). *Scientia Forestalis* 55: 22.
- Rosa R., Lima S.C. and Assunção W.L. 1991. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia (MG). *Sociedade & Natureza* 3: 91-108.
- Rossatto D.R., Hoffmann W.A. and Franco A.C. 2009. Stomatal traits of cerrado and gallery forest congeneric pairs growing in a transitional region in Central Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 23: 499-508.
- Schiavini I. and Araújo G.M. 1989. Considerações sobre a vegetação da Reserva Ecológica do Panga (Uberlândia). *Sociedade & Natureza* 1: 61-66.
- Sheil D., Burslem D. and Alder D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality-rate measures. *Journal of Ecology* 83: 331-333.
- Sheil D., Jennings S. and Savill P. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 16: 765-800.
- Silva J.N.M., Decarvalho J.O.P., Lopes J.D.A., Dealmeida B.F., Costa D.H.M., Deoliveira L.C., Vanclay J.K. and Skovsgaard J.P. 1995. Growth and yield of a tropical rain-forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management* 71: 267-274.
- Silva M.R. and Araújo G.M. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 23: 49-56.

Silva N.R.S., Martins S.V., Meira Neto J.A.A. and Souza A.L. 2004. Composição florística e estrutura de uma floresta estacional semidecidual montana em Viçosa, MG. *Revista Árvore* 28: 397-405.

Slik J.W.F. 2004. El Nino droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. *Oecologia* 141: 114-120.

StatSoft I. 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1.

Swaine M.D. and Lieberman D. 1987. Note on the calculation of mortality rates. *Journal of Tropical Ecology* 3: ii-iii.

Swaine M.D., Lieberman D. and Hall J.B. 1990. Structure and dynamics of a tropical dry forest in Ghana. *Vegetatio* 88: 31-51.

Swaine M.D., Lieberman D. and Putz F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest - a review. *Journal of Tropical Ecology* 3: 359-366.

Swaine M.D. and Whitmore T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75: 81-86.

Turner I.M. 2001. The ecology of trees in the tropical rain forest. Cambridge. Cambridge University Press.

Uhl C., Clark K., Dezzeo N. and Maquirino P. 1988. Vegetation dynamics in amazonian treefall gaps. *Ecology* 69: 751-763.

Vale V.S., Schiavini I., Lopes S.F., Dias Neto O.C., Oliveira A.P. and Gusson A.E. 2009. Composição florística e estrutura do componente arbóreo em um remanescente primário de floresta estacional semidecidual em Araguari, Minas Gerais, Brasil. *Hoehnea* 36: 14.

Veloso H.P., Rangel Filho A.L.R. and Lima J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.

Werneck M.D. and Franceschinelli E.V. 2004. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. *Plant Ecology* 174: 337-346.

Whitmore T.C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70: 536-538.

Whitmore T.C. 1990. An introduction to tropical rain forests. Oxford University Press, Oxford.

Wright I.J., Ackerly D.D., Bongers F., Harms K.E., Ibarra-Manriquez G., Martinez-Ramos M., Mazer S.J., Muller-Landau H.C., Paz H., Pitman N.C.A., Poorter L., Silman M.R., Vriesendorp C.F., Webb C.O., Westoby M. and Wright S.J. 2007. Relationships among ecologically important dimensions of plant trait variation in seven Neotropical forests. pp. 1003-1015.

Zhang Z.D., Zang R.G. and Qi Y.D. 2008. Spatiotemporal patterns and dynamics of species richness and abundance of woody plant functional groups in a tropical forest landscape of Hainan Island, south China. *Journal of Integrative Plant Biology* 50: 547-558.

Anexo 1. Classificação das 86 espécies arbóreas do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga nos grupos de incremento diamétrico. GID = grupo de incremento em diâmetro, CML = crescimento muito lento, CL = crescimento lento, CM = crescimento moderado, CR = crescimento rápido, CMR = crescimento muito rápido, N = abundância dos indivíduos sobreviventes, Q1 = primeiro quartil do incremento em diâmetro (cm), Med = mediana do incremento em diâmetro (cm), Q3 = terceiro quartil do incremento em diâmetro (cm).

GID	Família	Espécie	N	Q1	Med	Q3
CML	Fabaceae	<i>Acosmium subelegans</i>	8	0,00	0,00	0,03
CML	Fabaceae	<i>Bauhinia unguolata</i>	10	0,00	0,02	0,06
CML	Myrtaceae	<i>Calyptranthes widgreniana</i>	6	0,00	0,02	0,06
CML	Myrtaceae	<i>Campomanesia velutina</i>	63	0,00	0,00	0,00
CML	Salicaceae	<i>Casearia rupestris</i>	10	0,00	0,01	0,06
CML	Ebenaceae	<i>Diospyros burchellii</i>	13	0,00	0,03	0,06
CML	Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i>	15	0,00	0,03	0,06
CML	Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i>	5	0,00	0,03	0,06
CML	Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i>	18	0,00	0,04	0,06
CML	Rubiaceae	<i>Guettarda viburnoides</i>	37	0,00	0,02	0,03
CML	Fabaceae	<i>Machaerium hirtum</i>	35	0,00	0,02	0,06
CML	Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i>	6	0,00	0,00	0,02
CML	Myrtaceae	<i>Psidium rufum</i>	5	0,00	0,00	0,03
CML	Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	27	0,00	0,00	0,07
CML	Proteaceae	<i>Roupala montana</i>	23	0,00	0,02	0,06
CL	Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i>	6	0,02	0,03	0,15
CL	Fabaceae	<i>Bowdichia virgilioides</i>	6	0,04	0,07	0,16
CL	Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliensis</i>	10	0,01	0,05	0,10
CL	Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	58	0,00	0,03	0,10
CL	Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	7	0,06	0,10	0,14
CL	Oleaceae	<i>Chionanthus trichotomus</i>	10	0,00	0,03	0,14
CL	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i>	214	0,00	0,03	0,08
CL	Rubiaceae	<i>Cordia sessilis</i>	169	0,03	0,06	0,13
CL	Rubiaceae	<i>Coussarea hydrangeaeifolia</i>	34	0,02	0,06	0,14
CL	Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>	59	0,03	0,06	0,14
CL	Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i>	15	0,07	0,10	0,13
CL	Myrtaceae	<i>Eugenia ligustrina</i>	8	0,06	0,10	0,14
CL	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	35	0,00	0,03	0,10
CL	Anacardiaceae	<i>Lithrea molleoides</i>	25	0,00	0,06	0,11
CL	Malvaceae	<i>Luehea divaricata*</i>	23	0,00	0,06	0,16
CL	Malvaceae	<i>Luehea grandiflora</i>	85	0,00	0,06	0,13
CL	Celastraceae	<i>Maytenus floribunda</i>	34	0,00	0,06	0,10
CL	Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i>	26	0,03	0,08	0,16
CL	Myrtaceae	<i>Myrcia tomentosa</i>	32	0,03	0,05	0,10

CL	Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i>	18	0,00	0,06	0,11
CL	Rubiaceae	<i>Rudgea viburnioides</i>	31	0,00	0,03	0,13
CL	Fabaceae	<i>Senna sylvestris</i>	5	0,08	0,10	0,16
CL	Bignoniaceae	<i>Tabebuia roseo-alba</i>	21	0,00	0,05	0,13
CM	Apocynaceae	<i>Aspidosperma cuspa</i>	89	0,02	0,10	0,21
CM	Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpum</i>	41	0,03	0,08	0,22
CM	Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i>	22	0,00	0,06	0,25
CM	Apocynaceae	<i>Aspidosperma subincanum</i>	28	0,00	0,09	0,20
CM	Celastraceae	<i>Cheiloclinium cognatum</i>	7	0,10	0,13	0,21
CM	Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i>	10	0,02	0,16	0,21
CM	Sapindaceae	<i>Dilodendron bipinatum</i>	18	0,05	0,13	0,21
CM	Ebenaceae	<i>Diospyros hispida</i>	166	0,02	0,06	0,19
CM	Fabaceae	<i>Machaerium brasiliense*</i>	8	0,15	0,20	0,25
CM	Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i>	8	0,10	0,16	0,21
CM	Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i>	51	0,06	0,14	0,25
CM	Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i>	109	0,06	0,14	0,25
CM	Lauraceae	<i>Ocotea minarum</i>	13	0,10	0,16	0,22
CM	Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i>	10	0,05	0,13	0,19
CM	Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i>	80	0,00	0,07	0,22
CM	Rubiaceae	<i>Simira viridiflora*</i>	5	0,19	0,22	0,25
CM	Styracaceae	<i>Styrax camporum</i>	52	0,00	0,06	0,19
CM	Fabaceae	<i>Sweetia fruticosa</i>	8	0,06	0,14	0,23
CM	Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	85	0,05	0,13	0,25
CM	Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i>	6	0,06	0,18	0,26
CR	Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum</i>	9	0,06	0,10	0,38
CR	Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i>	7	0,08	0,13	0,35
CR	Malvaceae	<i>Eriotheca candolleana*</i>	6	0,16	0,30	0,37
CR	Rubiaceae	<i>Faramea cyanea</i>	18	0,06	0,17	0,35
CR	Fabaceae	<i>Inga vera</i>	11	0,03	0,10	0,33
CR	Fabaceae	<i>Machaerium acutifolium*</i>	36	0,00	0,08	0,29
CR	Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i>	9	0,16	0,24	0,33
CR	Lauraceae	<i>Nectandra cissiflora</i>	26	0,06	0,22	0,32
CR	Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i>	17	0,10	0,16	0,32
CR	Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i>	7	0,13	0,22	0,32
CR	Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i>	41	0,13	0,19	0,29
CR	Malvaceae	<i>Psedobombax tomentosum</i>	5	0,03	0,03	0,38
CR	Myrtaceae	<i>Psidium sartorianum</i>	5	0,13	0,22	0,32
CR	Symplocaceae	<i>Symplocos pubescens</i>	14	0,08	0,23	0,32
CR	Combretaceae	<i>Terminalia glabrescens</i>	59	0,03	0,13	0,36
CR	Vochysiaceae	<i>Vochysia tucanorum</i>	41	0,08	0,16	0,30
CR	Annonaceae	<i>Xylopia aromatica*</i>	20	0,16	0,32	0,38
CMR	Fabaceae	<i>Acacia polyphylla</i>	5	0,08	0,54	0,60

CMR	Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i>	100	0,03	0,19	0,43
CMR	Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	10	0,08	0,34	0,49
CMR	Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i>	44	0,06	0,32	0,57
CMR	Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	21	0,14	0,41	0,57
CMR	Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i>	42	0,07	0,24	0,41
CMR	Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i>	8	0,47	0,63	0,76
CMR	Fabaceae	<i>Platypodium elegans</i>	36	0,10	0,24	0,41
CMR	Sapotaceae	<i>Pouteria gardneri</i>	13	0,06	0,29	0,38
CMR	Vochysiaceae	<i>Qualea dichotoma</i>	8	0,18	0,29	0,45
CMR	Combretaceae	<i>Terminalia phaeocarpa</i>	41	0,06	0,13	0,53

* Espécies reclassificadas dentro do grupo pela análise discriminante

Anexo 2. Taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) das espécies arbóreas dos grupos funcionais do gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, referentes aos períodos de 1997-2002 e 2002-2007. GF = grupo funcional, GID = grupo de incremento em diâmetro, GS = grupo sucessional, CR = crescimento rápido, CL = crescimento lento, EV = ocupação no estrato vertical, E = emergente, D = Dossel, SD = subdossel, SB = sub-bosque, NP = não-pioneira, P = pioneira.

GF	GID	EV	GS	ESPÉCIE	M (%.ano ⁻¹)		R (%.ano ⁻¹)	
					97-02	02-07	97-02	02-07
1	CR	E	NP	<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,9	0,9	0,5	0,4
1	CR	E	NP	<i>Aspidosperma olivaceum</i>	0,0	5,8	3,6	0,0
1	CR	E	NP	<i>Cariniana estrellensis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
1	CR	E	NP	<i>Copaifera langsdorffii</i>	0,4	0,4	2,1	2,6
1	CR	E	NP	<i>Hymenaea courbaril</i>	0,9	0,0	0,0	0,0
1	CR	E	NP	<i>Nectandra cissiflora</i>	2,7	1,3	2,9	5,3
1	CR	E	NP	<i>Ocotea corymbosa</i>	6,4	0,0	0,0	8,1
2	CR	D	NP	<i>Aspidosperma cuspa</i>	0,8	0,9	0,2	0,2
2	CR	D	NP	<i>Aspidosperma cylindrocarpum</i>	0,0	1,3	2,2	0,8
2	CR	D	NP	<i>Aspidosperma parvifolium</i>	0,8	2,5	0,8	0,0
2	CR	D	NP	<i>Aspidosperma subincanum</i>	1,3	1,4	0,0	0,0
2	CR	D	NP	<i>Casearia gossypiosperma</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
2	CR	D	NP	<i>Dendropanax cuneatus</i>	0,0	1,6	3,3	2,9
2	CR	D	NP	<i>Diospyros hispida</i>	0,8	2,9	0,5	0,1
2	CR	D	NP	<i>Eriotheca candolleana</i>	0,0	0,0	0,0	3,1
2	CR	D	NP	<i>Inga vera</i>	2,5	5,4	2,2	0,0
2	CR	D	NP	<i>Machaerium stipitatum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
2	CR	D	NP	<i>Ocotea minarum</i>	1,4	2,5	3,6	1,1
2	CR	D	NP	<i>Ocotea pulchella</i>	6,5	11,5	0,5	0,6
2	CR	D	NP	<i>Platypodium elegans</i>	1,0	1,0	1,9	0,0
2	CR	D	NP	<i>Pouteria gardneri</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
2	CR	D	NP	<i>Pouteria torta</i>	2,7	2,1	6,4	1,9
2	CR	D	NP	<i>Protium heptaphyllum</i>	0,0	0,9	0,9	3,3
2	CR	D	NP	<i>Psidium sartorianum</i>	0,0	0,0	0,0	9,4
2	CR	D	NP	<i>Qualea dichotoma</i>	0,0	0,0	4,5	0,0
2	CR	D	NP	<i>Simira viridiflora</i>	0,0	3,6	3,6	0,0
2	CR	D	NP	<i>Styrax camporum</i>	3,9	3,0	1,1	0,0
2	CR	D	NP	<i>Sweetia fruticosa</i>	2,4	0,0	5,8	3,3
2	CR	D	NP	<i>Tapirira guianensis</i>	1,2	2,7	2,6	1,2
2	CR	D	NP	<i>Terminalia argentea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
2	CR	D	NP	<i>Terminalia glabrescens</i>	1,3	0,6	0,9	1,8
2	CR	D	NP	<i>Terminalia phaeocarpa</i>	0,4	4,7	0,8	0,7
2	CR	D	NP	<i>Vochysia tucanorum</i>	1,8	8,5	1,9	1,9

2	CR	D	C	<i>Qualea grandiflora</i>	1,2	1,0	0,2	0,2
2	CR	D	P	<i>Dilodendron bipinatum</i>	2,9	1,1	0,0	0,0
2	CR	D	P	<i>Machaerium acutifolium</i>	2,6	3,7	1,2	0,4
2	CR	D	P	<i>Myrsine coriacea</i>	2,9	8,1	2,5	0,0
2	CR	D	P	<i>Myrsine umbellata</i>	1,4	6,1	1,6	0,0
2	CR	D	P	<i>Xylopi aromatica</i>	1,5	3,4	7,1	5,1
2	CR	SD	P	<i>Acacia polyphylla</i>	2,1	10,2	1,9	8,1
2	CR	SD	NP	<i>Cheiloclinium cognatum</i>	0,0	0,0	0,0	2,7
2	CR	SD	NP	<i>Faramea cyanea</i>	0,0	1,2	11,2	7,9
2	CR	SD	NP	<i>Machaerium brasiliense</i>	0,0	1,7	5,8	1,6
2	CR	SD	NP	<i>Matayba elaeagnoides</i>	1,0	1,9	2,5	1,5
2	CR	SD	NP	<i>Matayba guianensis</i>	4,3	5,9	2,4	3,8
2	CR	SD	NP	<i>Ouratea castaneifolia</i>	0,0	2,1	0,0	3,6
2	CR	SD	NP	<i>Psedobombax tomentosum</i>	3,6	0,0	0,0	0,0
2	CR	SD	NP	<i>Symplocos pubescens</i>	2,8	5,2	4,6	4,2
3	CL	D	NP	<i>Luehea divaricata</i>	3,1	0,9	0,0	0,0
3	CL	D	NP	<i>Roupala brasiliensis</i>	1,8	2,9	0,9	1,7
3	CL	SD	P	<i>Casearia rupestris</i>	6,2	1,6	2,5	0,0
3	CL	D	P	<i>Guazuma ulmifolia</i>	7,5	9,7	0,7	0,0
3	CL	D	P	<i>Lithrea molleoides</i>	11,2	13,0	0,0	0,0
3	CL	D	P	<i>Machaerium hirtum</i>	1,8	4,1	0,4	0,0
3	CL	D	P	<i>Tabebuia roseo-alba</i>	0,0	0,9	0,0	0,0
3	CL	SD	C	<i>Acosmium subelegans</i>	2,7	10,2	1,2	0,0
3	CL	D	C	<i>Bowdichia virgilioides</i>	0,0	5,8	0,0	0,0
3	CL	SD	C	<i>Roupala montana</i>	2,3	1,5	1,4	0,0
3	CL	SD	P	<i>Cecropia pachystachya</i>	2,4	2,7	0,0	6,4
3	CL	SD	P	<i>Chrysophyllum marginatum</i>	2,8	4,5	0,4	0,2
3	CL	SD	P	<i>Luehea grandiflora</i>	0,9	0,7	0,9	1,7
3	CL	SD	P	<i>Myrcia tomentosa</i>	1,6	2,1	2,0	1,9
3	CL	SD	P	<i>Senna sylvestris</i>	5,8	2,7	4,5	0,0
3	CL	SD	NP	<i>Astronium fraxinifolium</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
3	CL	SD	NP	<i>Calophyllum brasiliensis</i>	1,7	3,6	9,2	1,1
3	CL	SD	NP	<i>Casearia sylvestris</i>	2,0	5,0	1,6	1,0
3	CL	SD	NP	<i>Cupania vernalis</i>	8,3	4,3	0,5	0,8
3	CL	SD	NP	<i>Eugenia involucrata</i>	0,0	0,9	7,3	2,5
3	CL	SD	NP	<i>Guettarda viburnoides</i>	2,6	3,4	0,4	0,9
3	CL	SD	NP	<i>Magnolia ovata</i>	2,7	3,1	0,0	0,0
3	CL	SD	NP	<i>Psidium rufum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
4	CL	SB	C	<i>Diospyros burchellii</i>	0,0	1,3	2,7	0,0
4	CL	SB	NP	<i>Bauhinia unguolata</i>	6,7	7,1	4,3	2,8
4	CL	SB	NP	<i>Calypttranthes widgreniana</i>	2,1	8,1	0,0	0,0
4	CL	SB	NP	<i>Chionanthus trichotomus</i>	0,0	1,6	3,3	1,5

4	CL	SB	NP	<i>Cordia sessilis</i>	1,3	1,2	5,1	7,3
4	CL	SB	NP	<i>Coussarea hydrangeaefolia</i>	2,5	1,8	10,6	5,6
4	CL	SB	NP	<i>Endlicheria paniculata</i>	4,9	3,6	0,0	3,1
4	CL	SB	NP	<i>Erythroxylum deciduum</i>	11,2	8,1	1,4	2,1
4	CL	SB	NP	<i>Eugenia florida</i>	1,0	0,9	2,8	0,9
4	CL	SB	NP	<i>Eugenia ligustrina</i>	2,4	0,0	2,1	7,4
4	CL	SB	NP	<i>Maytenus floribunda</i>	1,0	1,9	2,8	2,6
4	CL	SB	NP	<i>Rudgea viburnioides</i>	1,1	1,7	1,6	4,8
4	CL	SB	P	<i>Campomanesia velutina</i>	6,4	9,4	0,0	0,0
4	CL	SB	P	<i>Myrcia splendens</i>	8,1	10,2	0,3	1,7
4	CL	SB	P	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	5,1	8,1	1,5	2,5
