

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

**VINTE E QUATRO ANOS DE SUCESSÃO VEGETAL NA MATA DE
GALERIA DO CÓRREGO CAPETINGA, NA FAZENDA ÁGUA LIMPA,
BRASÍLIA, BRASIL: 1983-2007**

MARIA CRISTINA DE OLIVEIRA

ORIENTADOR: MANOEL CLÁUDIO DA SILVA JÚNIOR

TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

PUBLICAÇÃO: PPGEFLTD - 014/2010

BRASÍLIA/DF: FEVEREIRO - 2010

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

**VINTE E QUATRO ANOS DE SUCESSÃO VEGETAL NA MATA DE GALERIA DO
CÓRREGO CAPETINGA, NA FAZENDA ÁGUA LIMPA, BRASÍLIA, BRASIL: 1983-2007**

MARIA CRISTINA DE OLIVEIRA

**TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
CIÊNCIAS FLORESTAIS, DO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL, DA
FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR.**

APROVADO POR:

**Prof. Dr. Manoel Cláudio da Silva Júnior (Departamento de Engenharia Florestal / UnB);
(Orientador)**

**Prof. Dr. José Roberto Rodrigues Pinto (Departamento de Engenharia Florestal / UnB);
(Examinador interno)**

**Dr. Bruno Machado Teles Walter (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária);
(Examinador externo)**

**Dra. Fabiana de Góis Aquino (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária);
(Examinadora externa)**

**Profa. Dra. Dalva Maria Silva Matos (Universidade Federal de São Carlos);
(Examinadora externa)**

**Prof. Dr. Mauro Eloi Nappo (Departamento de Engenharia Florestal / UnB);
(Examinador suplente)**

Brasília, 24 de fevereiro de 2010.

FICHA CATALOGRÁFICA

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade de Brasília

Número de acervo

Oliveira, Maria Cristina

Vinte e quatro anos de sucessão vegetal na Mata de Galeria do córrego Capetinga, na fazenda Água Limpa, Brasília, Brasil: 1983-2007 / Maria Cristina de Oliveira; Manoel Cláudio da Silva Júnior (orientador). – Brasília, 2010.

xxi, 174p., ; 30 cm

Tese (doutorado) - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Florestal.

Inclui bibliografias

1. Engenharia florestal. 2. Mata de Galeria. 3. Fogo. 4. Sucessão vegetal
5. Espécie invasora. 6. Grupos ecológicos.

I. Silva Júnior, Manoel Cláudio.

II. Título

CDU 631.962(817.4)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

OLIVEIRA; M.C.(2010). Vinte e quatro anos de sucessão vegetal na Mata de Galeria do córrego Capetinga, na fazenda Água Limpa, Brasília, Brasil: 1983-2007. Tese de doutorado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFLTD - 014/2010. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 174p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Maria Cristina de Oliveira

TÍTULO: Vinte e quatro anos de sucessão vegetal na Mata de Galeria do córrego Capetinga, na fazenda Água Limpa, Brasília, Brasil: 1983-2007.

GRAU: Doutorado

ANO: 2010

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

OFERECIMENTO

À professora Jeanine Maria Felfili (*in memoriam*) pela possibilidade de convivência durante aproximadamente quatro anos com suas opiniões, discussões e brilhantes idéias, além é claro, de poder participar e presenciar de perto sua luta incessante pela recuperação, preservação e conservação do bioma Cerrado!



Fonte: Google imagens.

DEDICATÓRIA

À minha mãe Maria Antônia pelo amor, carinho, segurança e compreensão em todos os momentos da minha vida. Pela tranquilidade com que conduz os pequenos e grandes obstáculos da sua vida, pelo exemplo do bem viver!

Ao meu marido Felipe Ribeiro, por tudo aquilo que faz da nossa relação uma troca constante de confiança, respeito, alegria, amor e amizade.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais e à Alcione (secretária), pela pronta disposição nos momentos necessários.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela confiança em meu trabalho e bolsa de pesquisa concedida durante todo o curso, além de financiamento de parte da Pesquisa Edital Pró-equipamentos/2007.

Ao CNPq pelo apoio ao projeto junto ao Programa PELD e PIBIC.

Ao Prof. Manoel Cláudio Silva Júnior pelo carinho com que me recebeu para dar seqüência à orientação após ausência da Prof. Jeanine Maria Felfili.

A todos os professores que fizeram parte dessa caminhada transferindo seus conhecimentos.

À administração da Fazenda Água Limpa/UnB por providenciar, apesar das dificuldades, suporte logístico durante o trabalho de campo.

Ao Sr. Newton Rodrigues agradeço com especial consideração ao apoio ao trabalho de campo, cuja experiência foi fundamental para a realização do trabalho proposto.

Aos trabalhadores de campo da Fazenda Água Limpa: Sr. Luiz Carlos (Zico), Marconi, Augusto e Rodrigo pelo trabalho árduo, faça sol ou chuva, na aplicação dos tratamentos relacionados ao manejo do samambaião. Sem eles não teria sido possível a concretização desse trabalho, sou muito grata!

Aos membros da banca examinadora: Dra. Dalva Maria Silva Matos, Dr. Bruno Machado Teles Walter, Dra. Fabiana de Gois Aquino, Dr. José Roberto Rodrigues Pinto, Dr. Mauro Eloi Nappo, pelo aceite em participar, comentários e sugestões.

Aos membros da banca examinadora do processo de qualificação: Prof. Mauro Eloi Nappo (UnB), Dr. Guilherme Gomide (Serviço Florestal) e Prof. Manoel Cláudio Silva Júnior (UnB) pelas críticas e sugestões.

Ao Prof. Augusto César Franco e Prof. Manoel Cláudio Silva Júnior pelas sugestões no projeto de tese apresentado na disciplina Seminários I.

Aos Professores Carolin Proença, Manoel Cláudio e Bruno Walter pela ajuda dispensada na identificação de algumas espécies arbóreas.

Ao Dr. Jimmy Ratter pelo envio do material mais recente não publicado relativo à Fazenda Água Limpa.

Ao Prof. José Roberto pelas sugestões e paciência em me ouvir em alguns momentos difíceis.

Ao Prof. Evandro Machado pela disponibilidade em ouvir e pela gentileza e boa vontade em

contribuir para o desenvolvimento do trabalho.

Ao Joacy (Embrapa Cerrados) pela paciência e ajuda dispensada nas análises estatísticas.

À querida Fabiana Aquino pelas sugestões, discussões e aprendizado ao longo do curso e mais que isso, pela amizade, carinho e disponibilidade sempre!

À Maria do Carmo Learth (Carminha) pelas nossas conversas e constante ajuda durante o decorrer do curso.

À Kenna Mara, técnica do Laboratório de Manejo Florestal da UnB, pelo empréstimo de material necessário para trabalho em campo e pelas várias vezes que nos ajudou na fazenda.

Aos colegas do Departamento da Florestal da UnB: Daniel Marra, Gabriel Henrique, Jefferson Fernandes, Juliana Silvestre, Mariana Medeiros, Galiana Lindoso e Vanessa Tunholi pela boa vontade e disposição nos trabalhos de campo.

Às alunas da Biologia do UniCEUB: Desireé Marques e Fernanda pela disposição em ajudar no campo e o interesse em aprender fazendo!

Ao Prof. Lucídio e D. Zenaide (da antiga Fazenda do Gama) pela boa vontade com que nos cedeu depoimentos sobre o processo histórico de ocupação da Fazenda Água Limpa e arredores.

Ao Prof. Mário Diniz (Departamento da Geografia) pelo incentivo e auxílio prestado nos levantamentos das fontes sobre o histórico de perturbação da área da fazenda.

À Josemilia, técnica do Herbário da Universidade de Brasília, pela ajuda durante o processo de cadastramento das exsicatas.

Ao João pela ajuda dispensada na confecção das plaquetas.

À Karen Hays (ex. CMBBC) pelo auxílio nos abstracts.

À Anne Priscila Dias e Andréia Líbano pela disponibilidade em ajudar.

À Telma Leite, Renata Tristão, Liandra e Aline Ribeiro, Andréia Borges, Carla Giovanna, Adriana (Blue), Carmen Regina, Sarah Caldas, Renata Cerrado, Guilherme Miranda, Elizângela Vilela e Viviane Hilsdorff, pela torcida.

Ao Felipe... pelas sugestões e incentivo ao longo do desenvolvimento do trabalho, carinho, tolerância e aconchego durante todos esses anos!

À todos que acreditaram e colaboraram com suas diferentes cores.....muito obrigada!

À presença viva e diária de Deus em minha vida!

RESUMO

VINTE E QUATRO ANOS DE SUCESSÃO VEGETAL NA MATA DE GALERIA DO CÓRREGO CAPETINGA, NA FAZENDA ÁGUA LIMPA, BRASÍLIA, BRASIL: 1983-2007

Autor: Maria Cristina de Oliveira

Orientador: Manoel Cláudio da Silva Júnior

Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais

Brasília, fevereiro de 2010

O caminho sucessional é reconhecido na literatura como grande componente nos ecossistemas florestais pela sua importância econômica e ecológica. Com o objetivo de analisar a sucessão vegetal na Mata de Galeria do córrego Capetinga (15°56 a 15°59 S e 47°55 a 47°58 W), Brasília, Brasil, no período de 1983-2007 que incluiu seis levantamentos: 1983, 1986, 1989, 1997, 2002 e 2007, inventários da vegetação arbórea foram realizados em 100 parcelas contíguas de 100 m² (10 × 10 m) alocadas em quatro linhas perpendiculares ao leito do córrego principal. As três primeiras linhas equidistantes em 150m, e a última distando 300m da terceira. Todos os indivíduos lenhosos arbóreos com DAP ≥ 5 cm foram marcados, identificados e medidos nos seis levantamentos. A regeneração natural foi avaliada em sub-parcelas de 5 x 5 m para arvoretas (altura > 1 m e DAP < 5 cm) e dentro destas, sub-parcelas de 2 x 2 m para mudas (altura ≤ 1 m e DAP < 5 cm). Distúrbios por fogo foram registrados no local em 1975 e 1987. Para avaliação dos impactos causados pela invasão da samambaia *Pteridium aquilinum* foram selecionados dois ambientes: Linha 1, Ambiente Com Invasoras (ACI) e Linha 3, Ambiente Sem Invasoras (ASI). A regeneração natural foi monitorada nas dez primeiras parcelas de cada linha em todos os seis levantamentos. A resposta da comunidade de mudas nativas à remoção da samambaia invasora e da gramínea nativa oportunista *Ichnanthus bambusiflorus*, foi avaliada em experimento em blocos ao acaso com quatro replicações de seis tratamentos alocados em parcelas de 10 x 10 m. Os tratamentos foram: T₁: controle; T₂: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum*; T₃: eliminação total da parte aérea de *I. bambusiflorus*; T₄: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*; T₅: eliminação de 50% de cobertura de *P. aquilinum* e T₆: eliminação de 50% de cobertura de *I. bambusiflorus*. Os resultados foram apresentados em Capítulos como se segue: no Capítulo 2) Apesar de crescente no período, a baixa riqueza em espécies foi associada aos dois incêndios e a colonização por *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus* em grande parte das parcelas monitoradas. Dentre as 112 espécies registradas ao longo do estudo, 52 (46,43%) estiveram presentes em todos os levantamentos, indicando instabilidade na composição florística da comunidade. A estrutura fitossociológica não mudou significativamente entre períodos. Apenas 20 espécies foram ranqueadas entre as 10 mais importantes e cinco espécies sempre se destacaram como as mais importantes na comunidade; no Capítulo 3) A similaridade de Sørensen entre a regeneração e as comunidades arbóreas foi baixa em todas as comparações durante os 24 anos. Este resultado indicou instabilidade na composição florística na mata; no Capítulo 4) A presença da espécie *P. aquilinum* prejudicou o processo de colonização e estabelecimento das espécies arbóreas nativas, e conseqüentemente atuou de forma negativa no processo de restauração da riqueza e diversidade na Mata do Capetinga. Após 20 anos sem fogo em ASI e ACI, o fechamento de dossel e a conseqüente

diminuição da incidência de luz, pode, em parte, ter favorecido o recrutamento de espécies de estágios mais avançados de sucessão; no Capítulo 5) A resposta para riqueza de espécies nativas não foi afetada pelos tratamentos baseado no método de remoção de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*, por outro lado, houve aumento do recrutamento de espécies nativas após remoção da porção aérea dessas espécies. Os tratamentos T₂ e T₄ estimularam maior recrutamento de indivíduos de espécies intolerantes à sombra, aparentemente pelo aumento da disponibilidade de luz. Os processos sucessionais na Mata do Capetinga estão ocorrendo de forma lenta, mas rumo à estabilidade, no entanto a proteção da mata de eventos futuro de fogo e demais atividades antrópicas é imprescindível para o avanço desses processos, além de plano de manejo adequado para controlar a expansão da samambaia invasora e da gramínea nativa e reverter o processo de invasão já estabelecido, já que a biodiversidade da mata está sendo ameaçada.

Palavras-chave: Mata de Galeria, fogo, sucessão vegetal, espécie invasora, grupos ecológicos.

ABSTRACT

TWENTY FOUR YEARS OF VEGETAL SUCCESSION IN THE GALLERY FOREST OF THE CAPETINGA CREEK, ÁGUA LIMPA FARM, BRASÍLIA, BRASIL: 1983-2007

Author: Maria Cristina de Oliveira

Supervisor: Manoel Cláudio da Silva Júnior

Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais

Brasília, february of 2010

Studies recognize that succession is important and plays a major ecological and economic role on forest ecosystems. Aiming to analyze vegetal succession on the Gallery Forest of the Capetinga Creek (15°56 a 15°59 S 47°55 a 47°58 W), Brasília, Brazil, from 1983 to 2007. It was performed six surveys in permanent plots on the years of 1983, 1986, 1989, 1997, 2002 and 2007. These surveys evaluated tree species on 100 contiguous plots of 100 m² (10 x 10 m) in four perpendicular transects, from the stream margins to the forest-savanna boundaries. The three first lines were 150 m apart from each other, and the last one were 300 m apart from the last one. All the woody individuals with DBH \geq 5 cm were marked, identified and measured in all six surveys. Species regeneration were evaluated in sub-plots of 5 x 5 m for treelets (height > 1 m and DAP < 5 cm) and in sub-subplots of 2 x 2 m for seedlings (height \leq 1 m and DAP < 5 cm). Fire disturbances were registered in 1975 and 1987. To evaluate impact of the fern *Pteridium aquilinum* invasion two areas were selected: the area with invaders (AWI), at Line 1, and the area without invaders (AOI), at line 3. Natural regeneration was monitored in the 10 first plots of each line (area) in all six surveys. Results for the seedling community to the fern and grass *Ichnanthus bambusiflorus* removal were evaluated in six treatments with four replications randomly assigned in plots of 10 x 10 m. The treatments were: T₁: control; T₂: total elimination of aerial parts for *P. aquilinum*; T₃: total elimination of aerial parts for *I. bambusiflorus*; T₄: total elimination of aerial parts for both *P. aquilinum* and *I. bambusiflorus*; T₅: elimination of 50% of ground cover for *P. aquilinum* and T₆: elimination of 50% of ground cover for *I. bambusiflorus*. The results are presented in Chapters as follow: in Chapter 2) Despite its increment along this period, the low species richness was associated to two fires events and *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus* colonization in most plots. Among the 112 species found during the study, only 52 (46,43%) occurred in all six surveys, suggesting tree floristic composition instability. Phytosociological structure did not change much among inventories. Only 20 species were ranked among the 10 most important and five species always stood out as the most important during this period; in Chapter 3) Regeneration and tree communities similarities were low in all comparisons during the 24-year period. This result indicated the gallery floristic instability; in Chapter 4) The presence of *P. aquilinum* prejudiced the colonization process and the establishment of native arboreal species, and consequently, had a negative effect on the restoration of the richness and diversity in the Capetinga forest. After 20 years without fire, an increase in the participation of seedlings tolerant to shade and a decrease in the representation of pioneers occurred in the AWI and AOI; in Chapter 5) Native species richness was not affected by fern and native grass elimination treatments, however, increment of recruitment of native species was found after removal of aerial portion of these two species. Treatments T₂ and

T₄ stimulated higher recruitment of shade intolerant species, apparently due to higher light availability. Successional stages on the Mata do Capetinga are slowly taking place towards stability, however forest protection against future fires and other human activities are essential for these processes to go on, moreover management plan to control the fern invader and native grasses expansion, in order to revert the invasion scenario presented, since forest biodiversity is being threatened.

Key words: Gallery Forest, fire, vegetal succession, invaders species, ecological groups.

SUMÁRIO

1 - VINTE E QUATRO ANOS DE SUCESSÃO VEGETAL NA MATA DE GALERIA DO CÓRREGO CAPETINGA, NA FAZENDA ÁGUA LIMPA, BRASÍLIA, BRASIL: 1983-2007.....	1
1.1. Apresentação.....	1
1.2. Caracterização da área de estudo.....	4
1.3. Monitoramento da vegetação (1983-2007).....	8
1.4. Amostragem da vegetação arbórea.....	9
Referências bibliográficas.....	10
2 - CAPÍTULO 1 - SUCESSÃO, DINÂMICA E PERTURBAÇÕES POR FOGO E INVASORAS EM MATA DE GALERIA: UMA REVISÃO.....	14
2.1. Revisão histórica sobre sucessão vegetal.....	15
2.2. Modelos/Processos de sucessão vegetal.....	17
2.3. Dinâmica em florestas tropicais.....	19
2.4. Perturbações.....	21
2.5. O fogo nas florestas tropicais.....	22
2.6. Espécies invasoras.....	24
Referências bibliográficas.....	27
3 - CAPÍTULO 2 - DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA, 24 ANOS, NA MATA DE GALERIA DO CÓRREGO CAPETINGA, NA FAZENDA ÁGUA LIMPA.....	35
3.1. INTRODUÇÃO.....	37
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	38
3.2.1. Área de estudo.....	38
3.2.2. Histórico de fogo na área.....	39
3.2.3. Amostragem da vegetação.....	39
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
3.3.1. Composição florística.....	40
3.3.2. Diversidade florística.....	46
3.3.3. Parâmetros fitossociológicos.....	48
3.3.4. Distribuição em classes de diâmetro.....	54
3.3.5. Dinâmica da comunidade.....	55
3.4. CONCLUSÕES.....	56
3.5. AGRADECIMENTOS.....	56

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	57
4 - CAPÍTULO 3 - FLORÍSTICA E ESTRUTURA NA REGENERAÇÃO E NA COMUNIDADE DE ÁRVORES NA MATA DE GALERIA DO CAPETINGA PERTURBADA POR FOGO NO DISTRITO FEDERAL, BRASIL.....	63
4.1. INTRODUÇÃO.....	65
4.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	66
4.2.1. Área de estudo.....	66
4.2.2. Histórico de fogo na área.....	67
4.2.3. Amostragem da vegetação.....	67
4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	69
4.3.1. Composição florística.....	69
4.3.2. Diversidade florística.....	74
4.3.3. Similaridade florística.....	75
4.3.4. Parâmetro fitossociológicos.....	76
4.3.5. Distribuição em classes de altura.....	82
4.4. CONCLUSÕES.....	85
4.5. AGRADECIMENTOS.....	85
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	85
5 - CAPÍTULO 4 - ESTABELECIMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS EM ÁREA INVADIDA POR <i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn. var. <i>arachnoideum</i> (Kaulf.) Herter NA MATA DE GALERIA DO CAPETINGA, BRASÍLIA, 20 ANOS APÓS FOGO.....	92
5.1. INTRODUÇÃO.....	95
5.2. MATERIAL E MÉTODOS	97
5.2.1. Caracterização da área de estudo.....	97
5.2.2. Histórico da área.....	98
5.2.3. Espécie estudada.....	98
5.2.4. Inventário contínuo.....	98
5.2.5. Amostragem da regeneração natural em 2007.....	99
5.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	101
5.3.1. Composição florística.....	101
5.3.1.1. Categoria Mudas (ASI e ACI).....	101
5.3.1.2. Categoria Arvoretas (ASI e ACI).....	101
5.3.1.3. Mudas x Arvoretas (ASI e ACI).....	101

5.3.2. Diversidade florística.....	106
5.3.3. Estrutura fitossociológica.....	107
5.3.3.1. Categoria Mudás (ASI e ACI).....	107
5.3.3.2. Categoria Arvoretas (ASI e ACI).....	108
5.3.3.3. Mudás x Arvoretas (ASI e ACI).....	109
5.3.4. Grupos ecológicos.....	113
5.3.4.1. Ambiente Com Invasoras (ACI).....	113
5.3.4.1.1. Categoria Mudás.....	113
5.3.4.1.2. Categoria Arvoretas.....	116
5.3.4.2. Ambiente Sem Invasoras (ASI).....	118
5.3.4.2.1. Categoria Mudás.....	118
5.3.4.2.2. Categoria Arvoretas.....	120
5.4. CONCLUSÕES.....	122
5.5. AGRADECIMENTOS.....	123
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	123
6 - CAPÍTULO 5 - MANEJO DA SAMAMBAIA <i>Pteridium aquilinum</i> (L.) KUHN. var. <i>arachnoideum</i> E DA GRAMÍNEA <i>Ichnanthus bambusiflorus</i> (Trin.) DÖLL. NA MATA DE GALERIA DO CAPETINGA, BRASÍLIA – DF	131
6.1. INTRODUÇÃO.....	133
6.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	135
6.2.1. Caracterização da área de estudo.....	135
6.2.2. Histórico da área.....	136
6.2.3. Delineamento experimental.....	137
6.2.4. Amostragem da vegetação.....	138
6.2.5. Análise dos dados.....	139
6.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	139
6.4. CONCLUSÕES.....	148
6.5. AGRADECIMENTOS.....	149
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	149
7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	157

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.1** - Espécies arbóreas (diâmetro à altura do peito - DAP \geq 5 cm) amostradas 100 parcelas de 10 x 10 m e monitoradas no período de 24 anos (1983-2007) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. As espécies estão em ordem alfabética para os anos em que foram registradas nos inventários. Caes - Caesalpinioideae, Papi - Papilionoideae e Mimo - Mimosoideae.....41
- Tabela 1.2** - Densidade, riqueza (S), índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e índice Equabilidade de Pielou (J') registrados na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil, durante 24 anos de monitoramento contínuo (1983-2007).....47
- Tabela 1.3** - Comparação do Índice de Diversidade de Shannon & Wiener (H') pelo teste t de Hutcheson ($p < 0,05$; $T_{(tab)} = 1,64$) entre os seis levantamentos realizados na Mata de Galeria do córrego Capetinga, Fazenda Água Limpa, Brasília – Distrito Federal. No canto inferior esquerdo estão os valores de t calculados e no canto superior direito os valores de p. (ns = não significativo)..... 48
- Tabela 1.4** - Ranqueamento do índice de valor de importância - IVI (a), densidade absoluta – DA (b) e área basal absoluta – ABA (c) para as 20 espécies que se alternaram nas 10 primeiras posições em IVI nos seis levantamentos realizados na Mata de Galeria do córrego Capetinga na Fazenda Água Limpa, Brasília, Distrito Federal. (onde: R = ranqueamento).....50
- Tabela 2.1** - Ocorrência das espécies dos estratos de regeneração natural (M – Mudanças (altura \leq 1 m e DAP $<$ 5 cm) e A – Arvoretas (Altura $>$ 1 m e DAP $<$ 5 cm)) em 2007 e durante os 24 anos de levantamento do estrato adulto amostrados na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. As espécies estão em ordem alfabética para os anos em que foram registradas nos inventários. Caes.= Caesalpinioideae, Papi.= Papilionoideae e Mimo.= Mimosoideae.....69
- Tabela 2.2** - Comparação do número de espécies do estrato adulto e regeneração natural de algumas comunidades de Matas de Galeria do Brasil Central. (Mudas - indivíduos com até 1m de altura e DAP $<$ 5 cm, Arvoretas - indivíduos maiores do que 1m de altura e DAP $<$ 5 cm).....73
- Tabela 2.3** - Índice de similaridade de Sørensen (S_S) entre a comunidade do estrato de regeneração natural, categorias mudas e arvoretas amostradas em 2007, e o de árvores em todos os levantamentos realizados no período 1983-2007, na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.....75
- Tabela 2.4** - Variação na densidade absoluta (DA), requerimento em luz (RL) (Felfili 1997; Felfili *et al.* 2000) e modo de dispersão (MD) (Pinheiro & Ribeiro 2001) de cinco espécies mais abundantes nos estratos adulto e da regeneração natural (mudas e arvoretas) em 2007 na Mata de Galeria do córrego Capetinga, Brasília - DF, Brasil. TS: Tolerante a sombra; P: Pioneira e DL: Não pioneira que demanda luz na fase adulta.....79
- Tabela 2.5** - Parâmetros fitossociológicos para as espécies na regeneração natural (mudas e arvoretas) e no estrato adulto amostrados em 2007, na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. As espécies estão em ordem crescente de Valor de Importância (VI) para o estrato da regeneração categoria mudas. DR - Densidade relativa e FR -

Frequência relativa.....	81
Tabela 3.1 - Espécies, famílias, requerimento em luz (RL) e densidade de plantas arbóreas nativas amostradas nos levantamentos realizados ao longo do tempo no Ambiente Sem Invasora (ASI) e Ambiente Com Invasora (ACI) para a regeneração natural categorias mudas e arvoretas na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. Siglas no final da Tabela.....	103
Tabela 3.2 - Número de espécies, índice de diversidade de Shannon & Wiener (H') e índice de equalibilidade de Pielou (J') para as mudas e arvoretas nos dois ambientes estudados na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. ASI (Ambiente Sem Invasora) e ACI (Ambiente Com Invasora).....	106
Tabela 3.3 - Parâmetros fitossociológicos das espécies da regeneração natural (Mudas e Arvoretas) amostradas no Ambiente Sem Invasora (ASI) em ordem crescente de Valor de Importância (VI) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil no ano de 2007. DR - Densidade relativa; FR - Frequência relativa.....	111
Tabela 3.4 - Parâmetros fitossociológicos das espécies da regeneração natural (Mudas e Arvoretas) amostradas no Ambiente Com Invasora (ACI) em ordem crescente de Valor de Importância (VI) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF no ano de 2007, Brasil. DR - Densidade relativa; FR - Frequência relativa.....	113
Tabela 3.5 - Densidade total de mudas e arvoretas ao longo de 18 anos (1989-2007), resultado da comparação entre os ambientes pelo teste de Qui-quadrado (χ^2) para as categorias da regeneração natural (muda e arvoreta) amostradas na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.....	116
Tabela 4.1 - Efeito de tratamento e bloco (ANOVA) sobre a riqueza e densidade de espécies nativas na Mata de Galeria do Capetinga, Brasília, DF, Brasil. ($p < 0,05$).....	139

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.1** - Localização da Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília, Distrito Federal. Fonte: UNESCO, 2002.....4
- Figura 1.2** - Regime de precipitação para o intervalo de 1980-2007 disponibilizados pela Estação Meteorológica do Roncador localizada n IBGE contígua a área de estudo (dados disponíveis em www.ibge.gov.br). A linha pontilhada horizontal corresponde à precipitação anual média.....5
- Figura 1.3** - Imagem sintética Quickbird do ano de 2003 indicando a área de estudo na Mata de Galeria do córrego Capetinga, na Fazenda Água Limpa em Brasília, Distrito Federal.....6
- Figura 1.4** - Croqui da área de trabalho indicando a disposição das linhas centrais (1, 2, 3 e 4) de amostragem ao longo da cabeceira da Mata de Galeria do córrego Capetinga na Fazenda Água Limpa, Brasília - DF.....9
- Figura 1.5** - Desenho esquemático das parcelas e subparcelas alocadas ao longo das linhas de amostragem, na cabeceira da Mata de Galeria do córrego Capetinga na Fazenda Água Limpa, Brasília -DF.....10
- Figura 3.1** - Superioridade no número de indivíduos das tolerantes à sombra em relação ao grupo das intolerantes entre as dez espécies de maior IVI no período de 24 anos (1983-2007) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, Fazenda Água Limpa, Brasília, DF, Brasil.....52
- Figura 3.2** - População de algumas espécies em um período antes (1986) e após (1989) o fogo na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.....54
- Figura 3.3** - Distribuição da densidade dos indivíduos arbóreos ($DAP \geq 5$ cm) em classes de diâmetro inventariados em 100 parcelas de 10 x 10 m nos anos de 1983, 1986, 1989, 1997, 2002 e 2007 na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília – DF, Brasil. A seta indica ocorrência de fogo na área.....55
- Figura 4.1** - Curva de abundância relativa das espécies nos estratos adulto ($DAP \geq 5$ cm) e de regeneração natural (arvoretas (Altura > 1 m e $DAP < 5$ cm) e mudas (Altura ≤ 1 m e $DAP < 5$ cm)) amostradas em 2007 na Mata de Galeria do córrego Capetinga, Brasília - DF, Brasil.....78
- Figura 4.2** - Distribuição em classes de altura por % de indivíduos e espécies da regeneração natural categoria mudas (altura ≤ 1 m e $DAP < 5$ cm), amostrada na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.....83
- Figura 4.3** - Distribuição em classes de altura por % de indivíduos e espécies da regeneração categoria arvoretas (altura > 1 m e $DAP < 5$ cm) amostrada na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.....84
- Figura 4.4** - Distribuição do número de indivíduos, para as cinco espécies com maior IVI na regeneração natural categoria arvoretas (altura > 1 m e $DAP < 5$ cm) amostrada por classes de altura na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF.....84

Figura 5.1 - Imagem da área de trabalho com a disposição das linhas centrais (1, 2, 3 e 4) do sistema de inventário contínuo ao longo da cabeceira da Mata de Galeria do córrego Capetinga na Fazenda Água Limpa, Brasília – DF. As dez primeiras parcelas das linhas 1 e 3 representam os Ambientes Com Invasoras (ACI) e Ambientes Sem Invasora (ASI), respectivamente. Imagem: Google Earth).....99

Figura 5.2 - Porcentagem média da densidade de indivíduos da regeneração natural, categoria mudas, distribuídas em grupos ecológicos nos quatro períodos de amostragem realizados em Ambiente Com Invasora (ACI) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. Onde: (TS) espécie tolerante ao sombreamento; (DL) espécie não pioneira que demanda luz para crescimento e (P) espécie pioneira. 2 anos após o fogo (n=66); 10 anos após o fogo (n=32); 15 anos após o fogo (n=36) e 20 anos após o fogo (n=11).....114

Figura 5.3 - Porcentagem média da densidade de indivíduos da regeneração natural, categoria arvoreta, distribuídas em grupos ecológicos nos quatro períodos de amostragem realizados em Ambiente Com Invasora (ACI) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. Onde: (TS) espécie tolerante ao sombreamento; (DL) espécie não pioneira que demanda luz para crescimento e (P) espécie pioneira. 2 anos após o fogo (n=33); 10 anos após o fogo (n=57); 15 anos após o fogo (n=77) e 20 anos após o fogo (n=50).....117

Figura 5.4 - Porcentagem média da densidade de indivíduos da regeneração natural, categoria mudas, distribuída em grupos ecológicos nos quatro períodos de amostragem realizado em Ambiente Sem Invasora (ASI) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. Onde: (TS) espécie tolerante ao sombreamento; (DL) espécie não pioneira que demanda luz para crescimento e (P) espécie pioneira. 2 anos após o fogo (n=66); 10 anos após o fogo (n=23); 15 anos após o fogo (n=18) e 20 anos após o fogo (n=78).....119

Figura 5.5 - Porcentagem média da densidade de indivíduos na regeneração natural, categoria arvoreta, distribuída em grupos ecológicos nos quatro períodos de amostragem realizados em Ambiente Sem Invasora (ASI) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. Onde: (TS) espécie tolerante ao sombreamento; (DL) espécie não pioneira que demanda luz para crescimento e (P) espécie pioneira. 2 anos após o fogo (n=94); 10 anos após o fogo (n=44); 15 anos após o fogo (n=66) e 20 anos após o fogo (n=60).....121

Figura 6.1 - Aspecto fisionômico na área de estudo com presença maciça de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter e de *Ichmanthus bambusiflorus* (Trin.) Döhl na Mata de Galeria do córrego Capetinga, Brasília, DF, Brasil.....137

Figura 6.2 - Esquema ilustrativo do delimitamento experimental com a distribuição dos blocos, parcelas e tratamentos sorteados na área de estudo localizada da Mata de Galeria do córrego Capetinga, Brasília, DF, Brasil.....138

Figura 6.3 - Média (\pm desvio padrão) da riqueza de espécies nativas nos tratamentos aplicados na comunidade de mudas da Mata de Galeria do córrego Capetinga, na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($P < 0,05$; teste t). **T₁**: controle; **T₂**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum*; **T₃**: eliminação total da parte aérea de *I. bambusiflorus*; **T₄**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*; **T₅**: eliminação de 50% de cobertura de *P. aquilinum* e **T₆**: eliminação de 50% de cobertura de *I. bambusiflorus*.....140

Figura 6.4 - Média (\pm desvio padrão) da densidade de espécies nativas nos tratamentos aplicados na comunidade de mudas da Mata de Galeria do córrego Capetinga, na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF, Brasil. Média e desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($P < 0,05$; teste t). **T₁**: controle; **T₂**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum*; **T₃**: eliminação total da parte aérea de *I. bambusiflorus*; **T₄**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*; **T₅**: eliminação de 50% de cobertura de *P. aquilinum* e **T₆**: eliminação de 50% de cobertura de *I. bambusiflorus*.....141

Figura 6.5 - Média (\pm desvio padrão) da densidade de espécies nativas de diferentes grupos ecológicos nos tratamentos aplicados na comunidade de mudas da Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília – DF. Média e desvio padrão. **T₁**: controle; **T₂**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum*; **T₃**: eliminação total da parte aérea de *I. bambusiflorus*; **T₄**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*; **T₅**: eliminação de 50% de cobertura de *P. aquilinum* e **T₆**: eliminação de 50% de cobertura de *I. bambusiflorus*. P – Pioneira, DL – Demanda Luz e TS – Tolerante à Sombra. Os asteriscos (*) indicam diferença significativa entre os grupos ecológicos nos tratamentos (*p = 0,0093; **p = 0,00061).....143

Figura 6.6 - Rebrota a partir de raiz geminífera de *Dalbergia foliolosa* Benth. (Fabaceae) após fogo e eliminação de *Pteridium aquilinum* e *Ichnanthus bambusiflorus* na Mata de Galeria do Capetinga na Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.....145

Figura 6.7 - Média (\pm desvio padrão) da riqueza de espécies classificadas em grupos ecológicos nos tratamentos aplicados na comunidade de mudas da Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. **T₁**: controle; **T₂**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum*; **T₃**: eliminação total da parte aérea de *I. bambusiflorus*; **T₄**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*; **T₅**: eliminação de 50% de cobertura de *P. aquilinum* e **T₆**: eliminação de 50% de cobertura de *I. bambusiflorus*. P – Pioneira, DL – Demanda Luz e TS – Tolerante à Sombra.....146

Figura 6.8 - Densidade (a,b,c) e riqueza (d,e,f) em espécies nativas classificadas em grupos ecológicos nos tratamentos aplicados na comunidade de mudas na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF. Os dados são média por tratamento em 400 m², letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($P < 0,05$; teste t). **T₁**: controle; **T₂**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum*; **T₃**: eliminação total da parte aérea de *I. bambusiflorus*; **T₄**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*; **T₅**: eliminação de 50% de cobertura de *P. aquilinum* e **T₆**: eliminação de 50% de cobertura de *I. bambusiflorus*.....147

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 2.1 - Índice de diversidade de Shannon & Wiener (H')	40
Equação 2.2 - Índice de Pielou.....	40
Equação 3.1 - Índice de diversidade de Shannon & Wiener (H').....	68
Equação 3.2 - Índice de similaridade de Sørensen.....	68

LISTA DE ANEXOS

- ANEXO A** - Espécies lenhosas da Mata de Galeria do Capetinga, Brasília - DF, registradas em 1983. As espécies estão em ordem decrescente do Índice de Valor de Importância (IVI). Parâmetros fitossociológicos: DA - densidade absoluta; DR - densidade relativa; FA - frequência absoluta; FR - frequência relativa; DoA - dominância absoluta e DoR - dominância relativa.....161
- ANEXO B** - Espécies lenhosas da Mata de Galeria do Capetinga, Brasília - DF, registradas em 1986. As espécies estão em ordem decrescente do Índice de Valor de Importância (IVI). Parâmetros fitossociológicos: DA - densidade absoluta; DR - densidade relativa; FA - frequência absoluta; FR - frequência relativa; DoA - dominância absoluta e DoR - dominância relativa.....163
- ANEXO C** - Espécies lenhosas da Mata de Galeria do Capetinga, Brasília - DF, registradas em 1989. As espécies estão em ordem decrescente do Índice de Valor de Importância (IVI). Parâmetros fitossociológicos: DA - densidade absoluta; DR - densidade relativa; FA - frequência absoluta; FR - frequência relativa; DoA - dominância absoluta e DoR - dominância relativa.....165
- ANEXO D** - Espécies lenhosas da Mata de Galeria do Capetinga, Brasília - DF, registradas em 1997 (Sevilha 1999). As espécies estão em ordem decrescente do Índice de Valor de Importância (IVI). Parâmetros fitossociológicos: DA - densidade absoluta; DR - densidade relativa; FA - frequência absoluta; FR - frequência relativa; DoA - dominância absoluta e DoR - dominância relativa.....167
- ANEXO E** - Espécies lenhosas da Mata de Galeria do Capetinga, Brasília - DF, registradas em 2002. As espécies estão em ordem decrescente do Índice de Valor de Importância (IVI). Parâmetros fitossociológicos: DA - densidade absoluta; DR - densidade relativa; FA - frequência absoluta; FR - frequência relativa; DoA - dominância absoluta e DoR - dominância relativa.....169
- ANEXO F** - Espécies lenhosas da Mata de Galeria do Capetinga, Brasília - DF, registradas em 2007. As espécies estão em ordem decrescente do Índice de Valor de Importância (IVI). Parâmetros fitossociológicos: DA - densidade absoluta; DR - densidade relativa; FA - frequência absoluta; FR - frequência relativa; DoA - dominância absoluta e DoR - dominância relativa.....171
- ANEXO G** - Parâmetros da dinâmica na comunidade arbórea ($DAP \geq 5\text{cm}$) no período de 24 anos (1983-2007) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, na Fazenda Água Limpa em Brasília, DF, Brasil.....174

VINTE E QUATRO ANOS DE SUCESSÃO VEGETAL NA MATA DE GALERIA DO CÓRREGO CAPETINGA, NA FAZENDA ÁGUA LIMPA, BRASÍLIA, BRASIL: 1983-2007

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Apresentação

As Matas de Galeria são biologicamente diversas (Felfili 1995) e, juntamente com outras comunidades vegetais de habitats ripários, estão entre os ecossistemas mais ameaçados no mundo (Radford *et al.* 2008). Grande número destas tem sido perturbadas ou eliminadas para produção de grãos, pecuária, extração madeireira e outros usos. Muitos desses locais são abandonados após o uso, e passam por vários estágios sucessionais ao longo do tempo (Donohue *et al.* 2000), através do processo de sucessão secundária (Finegan 1996). O caminho sucessional nesses locais é reconhecido como grande componente do ecossistema florestal e, essa regeneração tem importante consequência econômica e ecológica (Brow & Lugo 1990).

As paisagens naturais, em geral, possuem complexo histórico de uso da terra e de distúrbios naturais e antrópicos, assim, o histórico do uso da terra, os distúrbios, o ambiente e as variáveis espaciais e temporais interagem em complexos caminhos que irão determinar os processos de recuperação da vegetação local (Roxana & Manuel 2003). Esses fatores podem influenciar as características iniciais do sítio e os primeiros estágios sucessionais (Roxana & Manuel 2003). Por exemplo, o histórico local pode afetar o conteúdo de nutrientes e microorganismos no solo, cobertura vegetal e o estoque de propágulos disponíveis para recolonização (Myster & Pickett 1990). Assim, para Turner & Romme (1994) as perturbações passadas são fontes importante de variação na estrutura e dinâmica da floresta contemporânea.

Perturbações como o fogo vêm aumentando substancialmente nas florestas tropicais desde a década de 1990, mas as suas conseqüências ainda são pobremente entendidas (Cochrane *et al.* 1999). Estudos têm examinado as respostas da comunidade de plantas submetidas a distúrbios naturais, mas somente alguns têm sido conduzidos em florestas tropicais queimadas por fogo acidental (Woods 1989, Castellani & Stubblebine 1993, Nykvist 1996, Ivanauskas *et al.* 2003, Silva *et al.* 2005). No Brasil estudos reforçam esta deficiência e, entre os poucos existentes, podem ser citados aqueles de Kauffman (1991); Cochrane *et al.* (1999); Cochrane & Schulze (1999); Gerwing (2002); Ivanauskas *et al.* (2003) na região Amazônica; Martins *et al.* (2002); Silva *et al.* (2005), Melo (2007) em Florestas Estacionais Semidecíduais no sudeste brasileiro e Felfili (1997a); Sevilha (1999); Goulart & Felfili (2001); Santiago *et al.* (2005); Oliveira & Felfili (2006) e Parca (2007) em

Matas de Galeria no Brasil Central.

Presume-se que, por causa das altas taxas de perturbação, as áreas ripárias são foco para a invasão de plantas (Lonsdale 1999). O fogo ou a eliminação da vegetação natural cria locais para o estabelecimento de espécies invasoras, elimina ou diminui a cobertura herbácea natural, possibilita a competição entre as espécies presentes e pode, ainda, disponibilizar recursos específicos para as invasoras (D'Antonio 1993, Davis *et al.* 2000). Impactos de plantas invasoras sobre comunidades vegetais naturais são tipicamente interpretados como produto da interação competitiva (Meiners 2007). Vários estudos demonstraram a limitação do recrutamento de espécies nativas causado pela colonização por espécies invasoras, quer seja por impedimentos na germinação ou por supressão de plântulas (Walker & Vitousek 1991, Gould & Gorchov 2000; Standish *et al.* 2001, Gorchov & Trisel 2003, Yurkonis & Meiners 2004, Thomson 2005, Hulme & Bremner 2006, Minchinton *et al.* 2006, Hoffmann & Haridasan 2008, Flory & Clay 2009).

A Fazenda Água Limpa (FAL), propriedade da Universidade de Brasília, apresenta área de Mata de Galeria onde diferentes aspectos de sucessão vegetal, levantados anteriormente, podem ser estudados. Neste sentido, este estudo buscou ampliar o conhecimento acerca da sucessão vegetal ao avaliar o papel do histórico de ações antrópicas como fogo e a decorrente presença da espécie *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter e da espécie nativa *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll na composição florística, estrutura e dinâmica ao longo de 24 anos (1983-2007) na Mata de Galeria do córrego Capetinga localizada na Fazenda Água Limpa, Brasília, Distrito Federal.

A hipótese testada nesse trabalho foi: a Mata de Galeria do córrego Capetinga, perturbada pelo fogo em 1987, encontra-se em fase de sucessão secundária e tem como espécies não facilitadoras na colonização de clareiras a samambaia *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter e a gramínea nativa *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll.

Para isso, os principais objetivos do presente trabalho foram:

1. Caracterizar variações na composição florística, diversidade, estrutura ao longo de 24 anos (1983-2007) de monitoramento da vegetação arbórea na Mata de Galeria do córrego Capetinga (Capítulo 2);
2. Caracterizar variações nos processos dinâmicos de recrutamento e mortalidade ao longo de 24 anos (1983-2007) (Capítulo 2);
3. Correlacionar dados de mortalidade da comunidade arbórea com a ocorrência de fogo na Mata de Galeria do córrego Capetinga (Capítulo 2);

4. Caracterizar a composição florística do estrato de regeneração natural nas categorias mudas e arvoretas e do estrato adulto, amostrado em 2007, na comunidade arbórea da Mata de Galeria do córrego Capetinga (Capítulo 3);
5. Verificar a similaridade entre a florística da regeneração natural, em 2007, em relação ao estrato adulto em cada um dos levantamentos realizados na área: 1983, 1986, 1989, 1997, 2002 e 2007 (Capítulo 3);
6. Comparar a estrutura fitossociológica dos estratos de regeneração natural (mudas e arvoretas) e de adulto amostrada em 2007 (Capítulo 3);
7. Avaliar os impactos causados pela invasão de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter sobre a composição florística, diversidade e estrutura da regeneração natural amostrada em 2007 (20 anos após incêndio ocorrido em 1987) (Capítulo 4);
8. Avaliar a proporção da densidade de espécies clímax e pioneiras na regeneração natural ao longo de 20 anos sem queimadas, em área natural e infestada por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter em parcelas permanentes na Mata de Galeria do córrego Capetinga (Capítulo 4);
9. Avaliar a resposta da comunidade de mudas nativas após a remoção de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter e da gramínea nativa *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll, na Mata de Galeria do córrego Capetinga, Fazenda Água Limpa (FAL) - DF (Capítulo 5).

1.2. Caracterização da área de estudo

Lavrada a escritura no dia 07 de março de 1972, no Cartório do 2º Ofício “Tabelionato Borges Teixeira” uma parte do imóvel denominado “Setor de Áreas Isoladas Sul – Estrada Parque Contorno” foi destacado do imóvel conhecido como Fazenda Gama, ex-município de Luziânia, e doado através da Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil (NOVACAP) à Fundação Universidade de Brasília (FUB). Após doação a área ficou conhecida como Fazenda Água Limpa.

A Fazenda Água Limpa, também conhecida como FAL (15°56' a 15°59 S e 47°55 a 47°58 W), encontra-se limitada ao norte com o Ribeirão do Gama e o Núcleo Rural da Vargem Bonita, ao sul com a BR 251, que liga Brasília a Unaí/MG, ao leste com o Córrego Taquara e a Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), e ao oeste com a estrada de ferro e o Country Club de Brasília. A FAL está localizada cerca de 30 km da Universidade de Brasília, com área aproximada de 4200 ha. A fazenda é contígua às Reservas Ecológicas do Jardim Botânico e do IBGE (Figura 1.1), constituindo a Zona de Vida Silvestre da APA do Gama Cabeça de Veado e da Zona Nuclear da Reserva da Biosfera do Cerrado, somando cerca de 10.000 ha de áreas protegidas e que inclui a Área Relevante de Interesse Ecológico – ARIE Capetinga/Taquara.

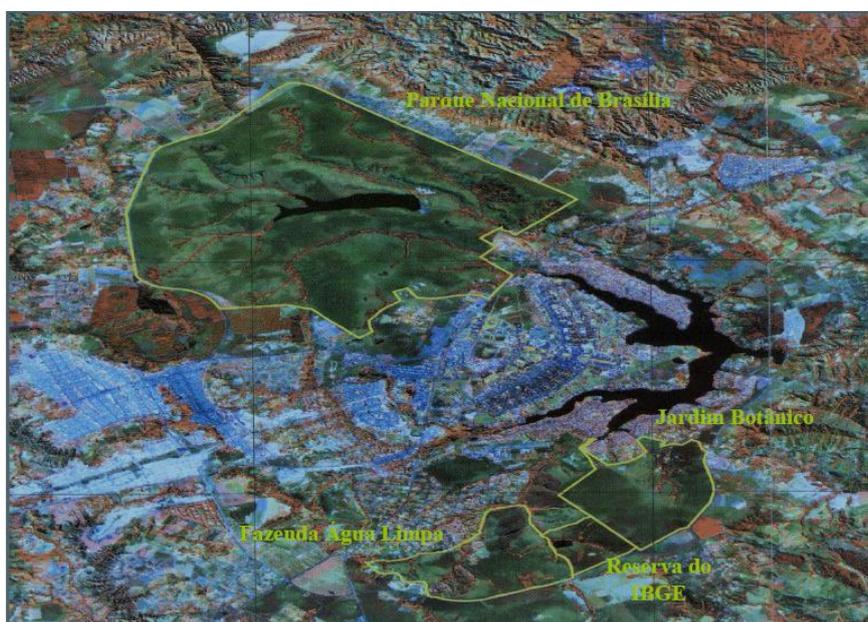


Figura 1.1. Localização da Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília, Distrito Federal. Fonte: UNESCO, 2002.

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Aw e caracterizado por duas estações bem definidas: uma quente e chuvosa (de outubro a abril) e outra fria e seca (de maio a setembro) (Nimer 1989). As médias anuais de temperatura e precipitação nos últimos vinte e sete anos (1980-2007) foram de 22,1° C (máxima de 27,1° C e mínima de 15,3° C) e 1.439 mm,

respectivamente, de acordo com os dados da Estação Meteorológica do Roncador localizada na Reserva Ecológica do IBGE (RECOR) (Figura 1.2).

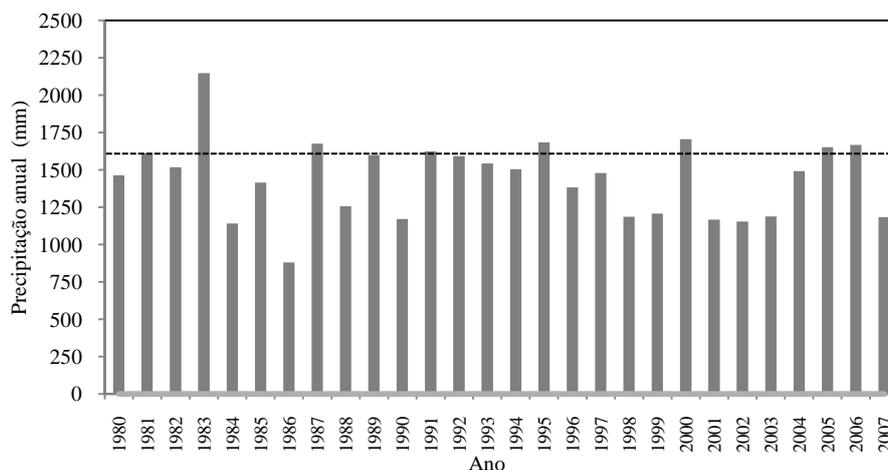


Figura 1.2. Regime de precipitação para o intervalo 1980-2007 disponibilizados pela Estação Meteorológica do Roncador localizada na Reserva Ecológica do IBGE contígua a área de estudo (dados disponíveis em www.ibge.gov.br). A linha pontilhada horizontal corresponde à precipitação média anual.

A Fazenda Água Limpa está situada sobre a unidade geomorfológica de chapadas residuais de aplainamento por etchiplanação de idades paleogênica e neogênica em rochas pré-cambrianas (quartzitos, ardósias, metassiltitos), com cobertura laterítica de topografia plana a suave ondulada, acima da cota de 1.000 m de altitude e declives inferiores a 8% (Pinto 1993).

A vegetação do bioma Cerrado, nas suas mais variadas formas que abrangem desde Campo Sujo até Cerradão, é a vegetação dominante na FAL (Ratter 1980). As principais Matas de Galerias são: Gama, Capetinga e Onça. As duas primeiras ocorrem em solos bem drenados (Ratter 1991, Felfili 1997a), enquanto que a última, em solos alagadiços (Ratter 1991, Felfili & Silva Júnior 1992).

Os primeiros levantamentos florísticos e fitofisionômicos da vegetação da Fazenda Água Limpa foram efetuados por James A. Ratter e colaboradores nos anos de 1976, 1978, 1980 e 1982 como parte do programa de pesquisa do laboratório de Ecologia da Universidade de Brasília, financiado pelo Programa de Intercâmbio Royal Society/CNPq e pela Academia Brasileira de Ciências (J.A. Ratter 1999, dados não publicados). O objetivo do trabalho foi fornecer um guia florístico provisório das várias fitofisionomias existentes na FAL. As amostras florísticas obtidas naquela época na fazenda encontram-se depositadas no Herbário da Universidade de Brasília (UB).

No presente trabalho a área de estudo situa-se na Mata de Galeria do Capetinga ($15^{\circ} 57' 53''$ S e $47^{\circ} 56' 40''$ W) mais precisamente na cabeceira do córrego Capetinga (Figura 1.3). Nesta área o córrego percorre um vale profundo. Investigações de campo sobre a dinâmica dessa vegetação vêm sendo realizadas desde 1983 e sugerem uma fase de sucessão secundária, de acordo com a ocorrência de fogo e de atividades antrópicas.

A presença de ravinas nas margens do córrego Capetinga sob cobertura vegetal indica ação erosiva das águas do escoamento superficial (M. D. Araújo, comunicação pessoal - Departamento de Geografia - Universidade de Brasília), provavelmente produto das perturbações ocorridas na mata, que comprometem a proteção dos solos.

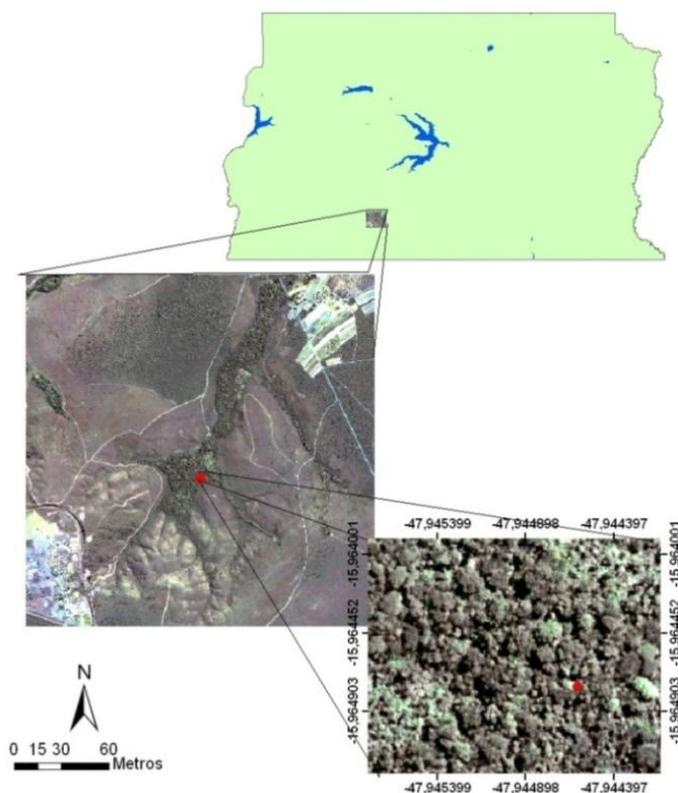


Figura 1.3. Imagem sintética Quickbird do ano de 2003 indicando a área de estudo na Mata de Galeria do córrego Capetinga, na Fazenda Água Limpa em Brasília, Distrito Federal.

As constatações acima conduziram a pesquisa para a compreensão desses processos por intermédio do levantamento histórico da ocupação humana e uso dos recursos naturais na área de estudo. Tal abordagem foi estruturada partindo-se da consulta a fontes documentais, registros cinematográficos e entrevistas com estudiosos e pessoas que testemunharam o processo de construção e implementação da capital federal.

No processo de ocupação humana do Distrito Federal, evidências de atividades agrícolas e de pecuária podem ser vistas em antigos filmes de propaganda governamental acerca dos atributos

geográficos que a época justificava a implantação da capital federal. Esses registros de imagem foram confirmados pelo depoimento do Profº. Lucídio Guimarães Albuquerque, arquiteto e membro da Subcomissão de Planejamento Urbanístico que coordenou a construção de Brasília. Entre outras informações o Profº. Lucídio confirmou as atividades de extração madeireira nas áreas ocupadas pelas Matas de Galeria. Essa madeira foi utilizada basicamente nas atividades de construção civil e como suporte na rede de transmissão de energia elétrica gerada em aproveitamento hidrelétrico no rio Saia Velha. A construção da estrada de ferro entre 1957 e 1958 também gerou altos índices de desmatamento. Na seqüência dessa entrevista confirmaram-se atividades pontuais de garimpo na área da Fazenda Água Limpa, que resultaram nas cascalheiras ainda hoje observadas no Campo Sujo adjacente a Mata de Galeria do Capetinga.

Foi também citada na entrevista a construção da barragem no Ribeirão do Gama, no limite da Fazenda Água Limpa, para viabilização do núcleo rural da Vargem Bonita. Essa informação foi também citada por Ratter (Ratter 1991, J.A. Ratter 1999, dados não publicados), quando em visita a Fazenda Água Limpa em 1976, observou consideráveis perturbações nas várias fitofisionomias da fazenda em consequência da construção dessa barragem. Segundo este autor, para implantação da barragem foi instalada grande equipe de trabalho no local, que utilizou muitas das grandes árvores presente no Cerradão vizinho. A julgar pelos tocos remanescentes no local das espécies *Bowdichia virgilioides* e *Emmotum nitens* que foram bastante exploradas.

Para a Mata de Galeria do Córrego da Onça, Ratter (1991) citou sinais de perturbação humana no passado, com o corte de muitas árvores, evidenciado pela presença de brotos e de tocos. Troncos carbonizados e madeiras queimadas na época demonstraram que, pelo menos uma vez, houve fogo na área (Ratter 1991). Em adição Ratter citou, ainda, que parte da Mata de Galeria do Capetinga foi abatida (corte raso) em aproximadamente 100 m para implantação de roçados, e que, de maneira geral, toda a mata passava por perturbações causadas pela atividade antrópica. Este é o local mais perturbado da porção da mata selecionada para estudo e, possivelmente, local de alocação das dez primeiras parcelas da linha 1 do sistema de inventário contínuo implantado em 1983.

Essas informações são importantes porque corroboram as observações registradas no presente estudo no que se refere à condição atual de sucessão secundária da mata e existência de processos erosivos sob a cobertura vegetal. Diante do exposto é possível relacionar alguns possíveis fatores iniciais responsáveis pela condição atual da Mata de Galeria do Capetinga:

- 1) Uso de madeira para a construção civil;
- 2) Uso de madeira para suporte à linha de transmissão de energia elétrica;
- 3) Uso de madeira para a construção da estrada de ferro;

- 4) Uso de madeira para construção da barragem no Ribeirão do Gama;
- 5) Desmatamento para atividades agrícolas.

A supressão das atividades humanas na Fazenda Água Limpa ocorreu após doação da área da NOVACAP à Fundação Universidade de Brasília em 1972. Pouco se sabe sobre a intensidade e a duração das perturbações antrópicas que ocorreram na área ocupada pela Mata de Galeria do córrego Capetinga, mas é provável que diferentes práticas de manejo e uso da terra adotadas no passado (desmatamento, pastagem e monocultura de subsistência) tenham afetado a estrutura do solo e sua fertilidade, assim como o banco de sementes e a estrutura da vegetação remanescente. A supressão das atividades antrópicas, em 1972, que ocorreu após incorporação da área a Fundação Universidade de Brasília, provavelmente influenciou tanto a composição original da área como o subsequente processo de sucessão secundária, resultando na atual situação florística. Cerca de 37 anos após o término das atividades antrópicas, muitos aspectos estruturais e florísticos das áreas secundárias não se mostraram similares aos das áreas não perturbadas como, por exemplo, a Mata de Galeria do córrego do Gama (Felfili 1995, 1997b), vizinha da Mata do Capetinga e localizada na mesma bacia hidrográfica.

O fogo é outro fator que interferiu na dinâmica da Mata do Capetinga. As primeiras referências a queimadas na Mata de Galeria do Capetinga se devem aos registros de Ratter, em 1976, ao visitar a fazenda Água Limpa (J.A. Ratter 1999, dados não publicados). Segundo o autor a queimada que ocorreu na estação seca de 1975 pôde ser evidenciada pela carbonização de troncos e de ramos caídos na mata. Em 1987, 23 anos atrás, um severo incêndio atingiu novamente a área abrindo diversas clareiras (Felfili & Silva Júnior 1992), facilitando a penetração e dispersão da samambaia invasora *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* e da gramínea nativa *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll.

Na Fazenda Água Limpa, o fogo é utilizado para implantação de aceiros na época da seca. Além disso, os pequenos produtores rurais vizinhos a área ainda fazem uso do fogo como prática agropecuária para a limpeza de restos de cultura, ou mesmo para a renovação de pastagens. Essas queimas são geralmente conduzidas sem qualquer controle ou orientação técnica adequada. O fogo criminoso é outro fator que chama a atenção na região e que, frequentemente, alcança as fisionomias florestais protegidas por lei, principalmente nos anos de seca mais prolongada.

1.3. Monitoramento da vegetação (1983-2007)

Dados de composição florística, estrutura e regeneração natural da Mata de Galeria do córrego Capetinga estão sendo descritos para o local desde 1983, quando foi estabelecido o sistema de inventário contínuo através de parcelas permanentes e feita a primeira medição. O objetivo da

primeira avaliação foi a estimativa da densidade, composição florística e regeneração natural da mata (Felfili & Silva Júnior 1992). Avaliações da dinâmica se seguiram com base em remedições das parcelas permanentes em 1983, 1986, 1989 (Felfili & Silva Júnior 1992; Felfili 1997a; Goulart & Felfili 2001), 1997 (Sevilha 1999), 2002 (V.E. Santos 2005, dados não publicados) e 2007 (presente estudo).

1.4. Amostragem da vegetação arbórea

De acordo com Felfili & Silva Júnior (1992), o inventário foi estabelecido pelo método sistemático (Loetch & Haller 1974). Foram alocadas quatro linhas perpendiculares ao leito do córrego principal (Figura 1.4) sendo as três primeiras equidistantes 150 m, e a última distando 300 m da terceira. No total, foram alocadas 100 parcelas contíguas, de 10 x 10 m, tendo como centro a linha principal de caminhamento no transecto. As parcelas atravessam a mata até o limite com o campo limpo, perfazendo um total de 1 ha efetivamente amostrado. O comprimento de cada linha foi variável de acordo com a largura da floresta no ponto em que foram alocadas. As linhas 1 e 4 foram dispostas mais próximas da extremidade final e inicial da cabeceira da mata e contiveram 15 e 12 parcelas respectivamente. As linhas 2 e 3, foram alocadas na porção central e contiveram 49 e 24 parcelas respectivamente.



Figura 1.4. Croqui da área de trabalho indicando a disposição das linhas centrais (1, 2, 3 e 4) de amostragem ao longo da cabeceira da Mata de Galeria do córrego Capetinga na Fazenda Água Limpa, Brasília – DF (Imagem: Google Earth).

Em cada parcela de 10 x 10 m foram amostrados e marcados, com placas de alumínio numeradas em ordem crescente, todos os indivíduos lenhosos arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP = 1,30 m do solo) igual ou superior a 5 cm (Felfili & Silva Júnior 1992). A medição do DAP foi feita com auxílio de suta. A altura de cada indivíduo foi medida até o ápice por meio de vara graduada. As plantas maiores que 14 m tiveram suas alturas estimadas, utilizando-se da vara

graduada como referencial. Indivíduos mortos em pé também foram incluídos no inventário. Amostras botânicas registradas pela primeira vez no levantamento foram coletadas, herborizadas, identificadas e incorporadas ao Herbário da Universidade de Brasília (UB).

No interior de cada parcela de 10 x 10 m foram alocadas sub-parcelas para amostragem da regeneração natural (Felfili 1997b). Aquelas de 5 x 5 m para amostragem de arvoretas, com DAP < 5 cm e altura maior que 1 m, pertencente a categoria quase estabelecida e, dentro destas, sub-parcelas de 2 x 2 m para amostragem de mudas, aquelas com DAP < 5cm e altura menor que 1 m, pertencente a categoria de não estabelecidas (Figura 1.5). Para as categorias de arvoretas e mudas foram tomadas somente medidas de altura e anotadas a identificação botânica. Os indivíduos não receberam plaquetas. O benefício no emprego dessas subparcelas é a uniformização da intensidade de amostragem, já que no interior de matas existe grande quantidade de indivíduos pequenos e poucos indivíduos grandes (Felfili *et al.* 2000).

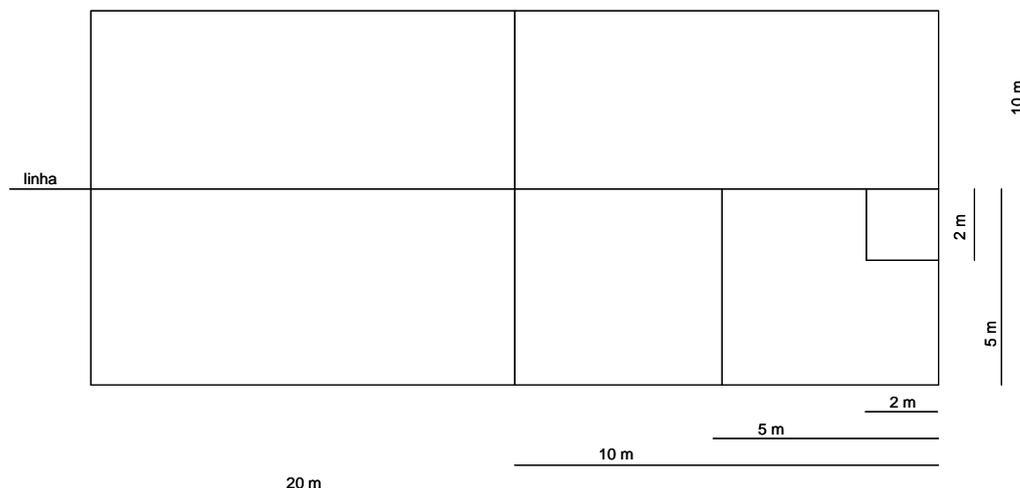


Figura 1.5. Desenho esquemático das parcelas e subparcelas alocadas ao longo das linhas de amostragem, na cabeceira da Mata de Galeria do córrego Capetinga na Fazenda Água Limpa, Brasília – DF.

Referências bibliográficas

BROWN, S. & LUGO, A. 1990. Tropical secondary forest. *Journal Tropical Ecology* 5:1-32.

CASTELLANI, T.T. & STUBBLEBINE, W.H. 1993. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica* 16:181-203.

COCHRANE, M.A., ALENCAR, A., SCHULZE, M.D., SOUZA, C.M., NEPSTAD, D.C., LEFEBVRE, P. & DAVIDSON, E.A. 1999. Positive feedbacks in the fires dynamics of closed canopy tropical forest. *Science* 284:1832-1835.

COCHRANE, M.A & SCHULZE, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the

- eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 3:2-16.
- D'ANTONIO, C.M. 1993. Mechanisms controlling invasions of coastal plant communities by the alien succulent, *Carpobrotus edulis*. *Ecology* 74:83-95.
- DAVIS, M.A., GRIME, J.P. & THOMPSON, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility. *Journal of Ecology* 88:528-534.
- DONOHUE, K., FOSTER, D.R. & MOTZKIN, G. 2000. Effects of the past and the present on species distribution: land-use history and demography of wintergreen. *Journal Ecology* 88:303-316.
- FELFILI, J.M. 1995. Diversity, structure, and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Vegetatio* 117:1-15.
- FELFILI, J.M. 1997a. Comparison of the dynamics of two gallery forests in Central Brazil. *In* Proceedings: International Symposium on Assessment and Monitoring of Forests in Tropical Dry Regions with Special Reference to Gallery Forests. (J. Imanãs-Encinas. & C. Kleinn, orgs). University of Brasilia. Brasília. p.115-124.
- FELFILI, J.M. 1997b. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Forest Ecology and Management* 91:235-245.
- FELFILI, J.M. & SILVA JÚNIOR, M.C. 1992. Floristic composition, phytosociology and comparasion of cerrado and gallery forests at Fazenda Água Limpa, Federal District, Brazil. *In* Nature and Dynamics of Forest-Savanna Boundaries. (P.A. Furley., J.A. Proctor & J.A. Ratter eds.). Chapman & Hall. London, p. 393-415.
- FELFILI, J.M., RIBEIRO, J.F., FAGG, C.W. & MACHADO, J.W.B. 2000. Recuperação de Matas de Galeria. Série Documentos, Embrapa Cerrados, Planantina. n.21. 45p.
- FINEGAN, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 year of succession. *Trends in Ecology & Evolution* 11:119-124.
- FLORY, S.L. & CLAY, K. 2009. Invasive plant removal method determines native plant community response. *Journal of Applied Ecology* 46:434-442.
- GERWING, J. J. 2002. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 157:131-141.
- GORCHOV, D.L. & TRISEL, D.E. 2003. Competitive effects of the invasive shrub, *Lonicera maackii* (Rupr.) Herder (Caprifoliaceae), on the growth and survival of native tree seedlings. *Plant Ecology* 166:13-24.
- GOULART, N. & FELFILI, J.M. 2001. Mudanças temporais na regeneração natural da Mata do Capetinga, na Fazenda Água Limpa, DF. *Boletim Herbário Ezechias Paulo Heringer* 8:66-77.
- GOULD, A.M.A. & GORCHOV, D.L. 2000. Effects of the exotic invasive shrub *Lonicera maackii* on the survival and fecundity of three species of native annuals. *American Midland Naturalist* 144:36-50.

- HOFFMANN, W.A. & HARIDASAN, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology* 33:29-36.
- HULME, P.E. & BREMNER, E.T. 2006. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. *Journal of Applied Ecology* 43:43-50.
- IVANAUSKAS, N.M., MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R.R. 2003. Alterations following a fire in a forest community of Alto Rio Xingu. *Forest Ecology and Management* 184:239-250.
- KAUFFMAN, J.B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forest of the eastern Amazon. *Biotropica* 23:219-224.
- LOETCH, F. & HALLER, K.E. 1974. *Forest Inventory*. B.L.V. Munique.
- LONSDALE, W.M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80:1522-1536.
- MARTINS, S.V., RIBEIRO, G.A., SILVA JÚNIOR, W.M. & NAPPO, M.E. 2002. Regeneração pós-fogo em um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. *Ciência Florestal* 12:11-19.
- MEINERS, S.J. 2007. Apparent competition: an impact of exotic shrub invasion on tree regeneration. *Biological Invasion* 9:849-855.
- MELO, A.C.G. 2007. Incêndio em floresta estacional semidecidual: avaliação de impacto e estudo dos processos de regeneração. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- MINCHINTON, T.E., SIMPSON, J.C., & BERTNESS, D. 2006. Mechanisms of exclusion of native coastal marsh plants by an invasive grass. *Journal of Ecology* 94:342-354.
- MYSTER, R.W. & PICKETT, S.T.A. 1990. Initial conditions, history and successional pathways in ten contrasting old fields. *American Midland Naturalist* 124:231-238.
- NIMER, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.
- NYKVIST, N. 1996. Regrowth of secondary vegetation after the "Borneo fire" of 1982-1983. *Journal of Tropical* 12:307-312.
- OLIVEIRA, M.C. & FELFILI, J.M. 2006. Dinâmica da regeneração natural em mata de galeria perturbada por fogo, na Fazenda Água Limpa, DF, em um período de 24 anos. *Boletim Herbário Ezechias Paulo Heringer* 18:65-73.
- PARCA, M.L.S. 2007. Fitossociologia e sobrevivência de árvores na Mata de Galeria do córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE, DF, em 2006, após dois incêndios em 1994 e 2005. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, Distrito Federal.
- PINTO, M.N. 1993. Paisagens do cerrado no Distrito Federal. *In* Cerrado: Caracterização, Ocupação e Perspectivas. (M.N. Pinto, ed.). Universidade de Brasília, Brasília, p. 511-541.

- RADFORD, I.J., GRICE, A.C., ABBOTT, B.N., NICHOLAS, D.M. & WHITEMAN, L. 2008. Impacts of changed fire regimes on tropical riparian vegetation invaded by an exotic vine. *Austral Ecology* 33:151-167.
- RATTER, J.A. 1980. Notes on the vegetation of fazenda Água Limpa (Brasília - DF, Brazil). Royal Botanical Garden, Edinburgh – Scotland.
- RATTER, J.A. 1991. Guia para a vegetação da fazenda Água Limpa (Brasília, DF). Coleção Textos Universitários, Universidade de Brasília, Brasília.
- ROXANA, A. & MANUEL, M.J. 2003. Species composition and invasion in NW Argentinian secondary forest: Effect of land use history, environment and landscape. *Journal of Vegetation Science* 14:195-204.
- SANTIAGO, J., SILVA JÚNIOR, M. C., & LIMA, L. 2005. Fitossociologia da vegetação arbórea na mata de galeria do Pitoco (IBGE-DF), seis anos após fogo acidental. *Scientia Forestalis* 67:64-77.
- SEVILHA, A.C. 1999. Composição e estrutura da Mata de Galeria do Capetinga, na fazenda Água Limpa, Brasília, DF, dez anos após um incêndio acidental. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Distrito Federal.
- SILVA, V.F., OLIVEIRA FILHO, A.T., VENTURINI, N., CARVALHO, W.A.C. & GOMES, J.B.V. 2005. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19:701-716.
- STANDISH, R.J., ROBERTSON, A.W. & WILLIAMS, P.A., 2001. The impact of an invasive weed *Tradescantia fluminensis* on native forest regeneration. *Journal of Applied Ecology* 38:1253–1263.
- THOMSON, D. 2005. Measuring the effects of invasive species on the demography of a rare endemic plant. *Biological Invasions* 7:615–624.
- TURNER, M.G. & ROMME, W.H. 1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape Ecology* 9:59-77.
- WALKER, L.R. & VITOUSEK, P.M. 1991. An invader alters germination and growth of a native dominant tree in Hawaii. *Ecology* 72:1449–1455.
- WOODS, P. 1989. Effects of logging, drought, and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica* 21:290-298.
- YURKONIS, K.A. & MEINERS, S.J. 2004. Invasion impacts local species turnover in a successional system. *Ecology Letters* 7:764-769.

CAPÍTULO 1

SUCCESSÃO, DINÂMICA E PERTURBAÇÕES POR FOGO E INVASORAS EM MATA DE GALERIA: UMA REVISÃO

Maria Cristina de Oliveira

Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, CP 04357 CEP 70919-970 - Brasília, DF. (socristinaoliveira@gmail.com)

Jeanine Maria Felfili (*in memoriam*)

Centro de Referência em Conservação da Natureza e Recuperação de Áreas Degradadas – CRAD, Universidade de Brasília, CP 04474 CEP 70904-970 - Brasília, DF.

Manoel Claudio da Silva Júnior

Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília. Caixa Postal 04357 – Brasília, DF 70919-970. (mcsj@unb.br)

2. SUCESSÃO, DINÂMICA E PERTURBAÇÕES POR FOGO E INVASORA EM MATA DE GALERIA: UMA REVISÃO

2.1. Revisão histórica sobre sucessão vegetal

Desde que Henry Chandler Cowles, em 1899, descreveu a sucessão vegetal nos campos de dunas ao redor do Lago Michigan (Cowles 1899), a sucessão e o distúrbio têm sido temas desafiadores na ecologia. Cowles (1899) foi o pioneiro no estudo da sucessão vegetal. Ele não foi o primeiro a usar o termo sucessão, mas para Tansley (1935), foi o primeiro a desenvolver um trabalho completo sobre séries sucessionais. Durante a primeira década do século XX, foi Cowles o estudioso que mais conhecimento transmitiu a respeito de sucessão e que deduziu suas leis gerais (Tansley 1935).

Posteriormente, o estudo da sucessão vegetal foi desenvolvido e consolidado principalmente por Clements (1916). Durante toda a primeira metade do século passado a teoria de Clements dominou na América do Norte (Gleason-Lewin *et al.* 1992). Para este autor a sucessão vegetal era um processo altamente ordenado e previsível, no qual mudanças na vegetação representavam a história de vida de uma comunidade vegetal. A comunidade vegetal seria como um organismo, que nasce, cresce, atinge a maturidade e morre. Segundo a teoria de Clements (1916), a partir de diferentes tipos de substratos e distúrbios, por exemplo, as comunidades vegetais tenderiam a convergir, através da sucessão, em direção a uma vegetação clímax, com características definidas unicamente pelo clima regional. A comunidade clímax seria inteiramente controlada pelo clima, sendo a composição de espécies na vegetação caracterizada pela zona climática (Clements 1916).

Entretanto, Gleason (1926) e Tansley (1935) criticaram as idéias de Clements, pois segundo Gleason, a comunidade vegetal não possui a interação defendida por Clements. Gleason (1926) defendia que as espécies presentes na comunidade vegetal respondiam individualmente a variações de fatores ambientais, que oscilavam no tempo e no espaço. As comunidades seriam fundamentalmente o resultado eventual da sobreposição da distribuição das espécies, com tolerâncias ambientais semelhantes (Gleason 1926). Este autor argumentava ainda que as combinações entre fatores ambientais e o limite de tolerância das espécies poderiam resultar em diferentes combinações de abundância de espécies. Por sua vez, Tansley (1935) defendia que fatores locais como rocha de origem e posição topográfica poderiam determinar o desenvolvimento de vegetação, diferentemente daquela associada com o clima regional (clímax climático), defendida por Clements. Para Tansley (1935), o conceito de sucessão envolve não somente a mudança gradual como também o reconhecimento da seqüência de fases que ocorre na vegetação de uma determinada área da superfície da terra. Tansley admitiu ainda que a sucessão é um processo

contínuo, podendo ser interrompida por catástrofes não relacionadas ao processo sucessional.

Um ponto importante acrescentado foi a interpretação moderna de Egler (1954) com o modelo da composição florística inicial (IFC). Segundo esse modelo, todas as espécies (iniciais ou tardias) participantes da sucessão estabelecem no início, ou logo depois do início da sucessão (Figura 2.1). A sucessão é meramente uma seqüência fisionômica, dominante por espécies com diferentes histórias de vida, taxas de crescimento e tamanhos na maturidade.

Margalef (1963) apontou que a sucessão representava incrementos de informação em um ecossistema, ou seja; a sucessão parte de ecossistemas mais simples para mais complexos, com um maior número de níveis tróficos e maior diversidade de espécies e formas de vida. Este autor sugeriu ainda que a composição de espécies pioneiras na comunidade é determinada pela chance de chegada durante o período inicial de colonização, quando a competição ainda é baixa. De forma similar, Odum (1969) acrescentou que o processo de sucessão converge para um sistema com máxima biomassa e diversidade.

A partir do início da década de 1970, os estudos de sucessão vegetal continuaram na busca por compreender causas de mudanças na vegetação, porém assumiram o paradigma de não-equilíbrio frente às condições do ambiente. A visão determinista da teoria clássica da sucessão, associada à Clements e autores como Margalef (1963) e Odum (1969), foi criticada por outros autores, inclusive Glein-Lewin *et al.* (1992). Dificilmente, um equilíbrio entre vegetação e clima é atingido, pois o tempo necessário para tanto pode ser muito longo, de modo que alterações climáticas modificam continuamente a direção do processo de sucessão e distúrbios ocorrem freqüentemente como, por exemplo, morte de indivíduos, queda de árvores e outros (Glein-Lewin *et al.* 1992).

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

Posteriormente, Connell & Slatyer (1977) consideraram o termo sucessão como mudanças observadas em uma comunidade de plantas após uma perturbação que abre, relativamente, grandes espaços. Enquanto Connell & Slatyer (1977) citaram o estresse físico das plantas e a competição por recursos como os principais mecanismos que determinavam o curso da sucessão, Horn (1974) adicionou a esses herbivoria, predadores e patógenos. De acordo com os mecanismos que determinam a seqüência de espécies, Connell & Slatyer (1977) apresentaram três modelos de sucessão: a facilitação, a tolerância e a inibição, os quais são descritas no item 2.2 a seguir.

Na evolução dessa discussão, Tilman (1985, 1988) discutiu os efeitos da disponibilidade da luz e nutrientes e seu reflexo na sucessão, postulando a hipótese “razão de recursos”. Esta hipótese tem dois processos principais: a competição inter-específica por recursos e o padrão de longevidade para suprimento de recursos limitados no tempo, chamado pelo autor de trajetória de suprimento de recursos. A hipótese “razão de recursos” prediz que, quando nutrientes estão disponíveis em pequena quantidade no início da sucessão, a competição por eles é mais importante que a competição pela luz. Esta situação favorece alto investimento no sistema radicular. Em contraste, na sucessão mais tardia o nível de nutrientes e biomassa aumenta. Um aumento na biomassa leva a um aumento na interceptação de luz e maior intensidade competitiva por esse recurso, favorecendo espécies mais altas. Essa hipótese assume que cada espécie de planta é um competidor superior, para uma particular proporção de um recurso limitante, e prediz que a composição da comunidade mudará sempre que a disponibilidade relativa de dois ou mais recursos limitantes mudarem. De acordo com esta hipótese, a sucessão é resultante de um gradiente direto da relativa distribuição de recursos limitantes no espaço e no tempo. Ele apontou que a sucessão é um processo direcional ou repetitivo, somente quando o suprimento de recursos for também direcional ou repetitivo.

Com base na teoria do modelo da composição florística inicial descrita por Egler (1954), Pickett *et al.* (1987) assumiram, que a sucessão é, então, a função de diferentes taxas de crescimento e sobrevivência entre as espécies dos estágios inicial e final da sucessão.

Enfim, as teorias mais modernas que dão fundamento a visão contemporânea da dinâmica da vegetação, pode ser assim resumida segundo Glenn-Lewin *et al.* (1992) “... em comunidade vegetais equilíbrios estáveis são raros, não há definição, *a priori*, de um estágio final da sucessão; a sucessão é encarada como um processo estocástico, dá-se ênfase à observação de distúrbios frequentes, repetidos e da variação contínua da vegetação, em várias escalas de tempo e de espaço”.

2.2. Modelos/Processos de sucessão vegetal

Durante a sucessão o estresse físico das plantas e a competição por recursos estão entre os principais mecanismos que determinarão seu curso (Connell & Slatyer 1977). Daí surge o que esses autores chamaram de modelos/processos de sucessão: a facilitação, a tolerância e a inibição.

O primeiro modelo, denominado facilitação, é caracterizado pela ocupação dos espaços abertos por espécies aptas à colonização imediata, envolvendo a composição florística inicial, sendo que sua substituição é facilitada pelas modificações causadas pelas próprias colonizadoras, que condicionam o ambiente de forma favorável para o desenvolvimento de espécies subseqüentes. A facilitação acontece quando uma ou mais espécies permitem o estabelecimento, crescimento ou desenvolvimento de outras espécies com características ecológicas diferentes das anteriores. A

facilitação pode ser causada por alterações ambientais, que são favoráveis para as espécies futuras, tais como as relacionadas ao desenvolvimento do solo em sucessão primária.

Conforme Uhl (1987), a sucessão da floresta tropical na bacia do Rio Negro, na Venezuela, após corte e queima, pode ser melhor descrita pelo modelo de facilitação. As espécies invadem lentamente um sítio disponível à colonização e facilitam o estabelecimento de outras espécies, pois agem como abrigo para os vetores de dispersão, melhoram as condições de fertilidade do solo e fornecem habitats adequados ao recrutamento. Walker *et al.* (2003) demonstraram que o estabelecimento do arbusto fixador de nitrogênio *Coriaria arborea* é facilitado pela presença de colonizadoras iniciais através de melhoramento físico do habitat, sugerindo que a facilitação é um processo importante durante o ciclo de vida desta espécie.

No segundo modelo, denominado tolerância, as espécies colonizadoras iniciais dos espaços gerados por perturbação causam transformações no ambiente, mas nenhum efeito acontece sobre o recrutamento e crescimento das espécies colonizadoras posteriores. Neste modelo, a seqüência de espécies na sucessão é determinada unicamente pela história de vida de cada uma. A seqüência de espécies será produzida pela existência de espécies, por exemplo, que desenvolveram diferentes estratégias de vida na exploração de recursos. As espécies mais tardias serão aquelas capazes de tolerar mais baixos níveis de recursos que a iniciais. Assim, elas poderão invadir e crescer na presença daquelas que as precederam.

De acordo com o modelo de tolerância, a invasão de espécies não nativas pode ocorrer em qualquer tempo na sucessão, já que a seqüência de espécies é determinada pelas características da história de vida. Esse modelo sustenta que espécies não-nativas são mais resistentes quando da redução no nível de recursos sob intensa competição, sendo capazes de dominar estágios mais avançados (Mac Dougall & Turkington 2004).

O terceiro modelo, denominado inibição, prevê que espécies iniciais invasoras não apresentando a mesma história de vida das espécies de ocorrência na área, inibem o estabelecimento das espécies subseqüentes, travando ou retardando em muito o processo de ocorrência das espécies nativas. O fundamental neste modelo é que as espécies invasoras iniciais somente serão capazes de colonizar esses ambientes, uma vez que distúrbios locais tenham progressivamente levado a morte das espécies nativas (Ward & Jennings 1990). A inibição geralmente resulta de mudanças ambientais prejudiciais ao potencial das espécies futuras. Por exemplo: *Eragrostis plana*, uma espécie introduzida da África, tem invadido áreas de vegetação de campos; quando domina a comunidade, impede o estabelecimento de outras espécies em consequência de efeitos alelopáticos. Casos similares foram reportados para a samambaia *Pteridium aquilinum*, que representa o mesmo perigo para a regeneração natural de árvores (Dolling 1996, Humphrey & Swaine 1997, Marrs

1988, Marrs *et al.* 2000, Marrs & Watt 2006).

Para Walker & Chapin (1987), cada modelo proposto por Connel & Slatyer (1977) compreende vários processos e interações entre espécies. Por exemplo, o modelo de facilitação incorpora características da história de vida (tempo de chegada e longevidade), interação facilitadora e deslocamento competitivo; o modelo de tolerância envolve características da história de vida (tempo de chegada e taxa de crescimento) e deslocamento competitivo; já o modelo de inibição envolve características da história de vida (tempo de chegada e longevidade) e inibição competitiva.

Eventos estocásticos, facilitação, história de vida, competição e herbivoria afetaram a interação entre *Alnus incana* e *Picea glauca* durante a sucessão na planície inundável do rio Tanana no Alasca (Walker *et al.* 1996). Componentes dos três modelos descritos anteriormente foram importantes durante a mudança sucessional observada nos trabalhos de Walker & Chapin (1987) e Walker *et al.* (1996). Walker & Chapin (1987) sugeriram que pode ser muito prematuro sintetizar o entendimento do processo de sucessão em uma única teoria. Porém, Connel & Slatyer (1977) reconheceram que facilitação, inibição e tolerância não são modelos mutuamente exclusivos em uma comunidade. De fato, os autores consideraram que todos os três modelos podem ocorrer simultaneamente em diferentes pontos na sucessão de uma determinada paisagem. A facilitação, tolerância e inibição não são modelos de substituição de espécie por espécie, mas sim mostram que a regra se aplica devido a muitos elementos e interações importantes nas mudanças durante a sucessão (Walker & Chapin 1987).

2.3. Dinâmica em florestas tropicais

As florestas tropicais podem ser consideradas como mosaicos dinâmicos de vegetação de diferentes idades, produzidos por diferentes condições bióticas e abióticas, e são influenciadas por distúrbios naturais ou antrópicos (Martínez-Ramos *et al.* 1989). Assim, estudos de longo prazo sobre mudanças temporais em comunidades tropicais são imprescindíveis para permitir a separação entre processos dinâmicos naturais e mudanças resultantes de influências antrópicas (Kornig & Baslev 1994).

Medidas de mudanças florísticas e fitossociológicas, além dos processos dinâmicos de mortalidade e recrutamento ao longo do tempo, sustentam informação sobre os processos ecológicos que mediam mudanças na vegetação. Para fornecer esses dados são realizados os estudos de dinâmica da comunidade vegetal (Schiavini *et al.* 2001). Esses estudos utilizam informações adquiridas pela contagem, medição e posterior recontagem e remedição de indivíduos de uma população ou comunidade definida, avaliação dos sobreviventes e das perdas e ganhos (Werneck &

Franceschinelli 2004). Essas informações são sumarizadas em taxas de mortalidade, recrutamento e rotatividade da comunidade (Sheil & May 1996). Mudanças nessas taxas devem afetar a composição florística e a estrutura da comunidade futura (Still 1996), além de fornecer informações sobre a capacidade de regeneração e a ocorrência de perturbações em determinado local (Harper 1977). A partir do conhecimento desses processos dinâmicos que atuam na estrutura de uma comunidade florestal torna-se possível inferir qual a tendência futura de um determinado ecossistema e qual a melhor forma de intervenção para manejo nesse ecossistema (Hubbell & Foster 1992, Clark & Clark 1999).

O padrão de mortalidade, no tempo e no espaço, está estritamente relacionado com a longevidade das árvores, com a distribuição dos indivíduos em classes de tamanho, com a densidade relativa e com a intensidade de distúrbios (Swaine *et al.* 1987). A perda de uma árvore altera as condições microambientais e essas alterações podem propiciar tanto o aumento das taxas de crescimento das árvores vizinhas, quanto aumentar as chances de morte de outras árvores (Werneck & Franceschinelli 2004). Para Schiavini *et al.* (2001), dentre outros autores, a formação e regeneração de clareiras parece ser um dos mais importantes fatores na dinâmica de comunidade vegetais tropicais. As clareiras ocasionadas pela queda de árvores exercem fator chave na estrutura da floresta tropical, pois contribuem na manutenção da alta riqueza de espécies, pela oportunidade de diferenciação de nichos de regeneração e crescimento (Sherman *et al.* 2000), devida a incorporação de mudanças microclimáticas, edáficas e abióticas no local (Swaine *et al.* 1987).

Em geral comunidades vegetais apresentam um comportamento dinâmico em função das taxas de mortalidade, recrutamento, imigração e emigração. Um dos indícios de que a comunidade encontra-se em processo dinâmico é a flutuação destes parâmetros ao longo do tempo (van der Marrel 1988). Os parâmetros tendem a flutuar sob a influência de vários fatores físicos e biológicos, que acarretam mudanças no número de indivíduos em relação ao tempo e espaço (van der Marrel 1988, Watkinson 1997). Vários trabalhos realizados em florestas tropicais têm mostrado que as taxas de mortalidade e recrutamento apresentam variações espaciais (Lieberman & Lieberman 1987) e temporais (Manokoran & Kochummen 1987, Carey *et al.* 1994, Condit *et al.* 1995b, Oliveira Felfili 2008). Variação espacial nessas taxas pode estar relacionada, dentre outros fatores, a formação de clareiras naturais (Alvarez-Buylla 1994), efeito de borda (Oliveira-Filho *et al.* 2007) e a perturbações passadas (Oliveira-Filho *et al.* 1997), como por exemplo: fogo e invasão biológica.

Estudos de dinâmica da vegetação arbórea em longo prazo, conduzidos em Matas de Galeria, são ainda escassos e a maioria está concentrada no Brasil Central (Felfili 1995, Felfili 1997b, Sevilha 1999, Goulart & Felfili 2001, Schiavini *et al.* 2001, Santiago *et al.* 2005, Oliveira & Felfili 2006, Lopes & Schiavini 2007, Parca 2007 e Oliveira & Felfili 2008). No entanto, a

necessidade de se conhecer detalhes dessa dinâmica nesse ambiente é cada vez maior, uma vez que as taxas de extinção dessa fisionomia, mesmo protegida em lei, assim como do bioma Cerrado como um todo, são alarmantes.

2.4. Perturbações

Os ecossistemas estão sujeitos a uma variedade de perturbações que variam no espaço, tempo e magnitude (Glenn-Lewin & der Maarel 1992) e que acontecem em variadas escalas de frequência e intensidade (Connell 1978). Estudiosos, incluindo Charles Lyell em 1832 e Charles Robert Darwin em 1858, já comentavam sobre as alterações que perturbações provocavam na composição de comunidades (Wilkinson 2002).

Existe considerável debate sobre o conceito de perturbação, e sobre o que constitui e não constitui uma perturbação para qualquer ecossistema ou comunidade (Hobbs & Huenneke 1992). O conceito de perturbação varia desde a interpretação como a de Begon *et al.* (1988), que citaram a interrupção da tranquilidade, do repouso, do estado de equilíbrio estabelecido, da interferência decorrente de qualquer ação ou processo, até a de Petraitis *et al.* (1989) que expandiram o conceito, incluindo qualquer processo que altera as taxas de nascimento e mortes dos indivíduos presentes, seja pela morte direta, por afetar o nível de recursos, inimigos naturais, ou competidores que afetam sobrevivência e fecundidade.

Características individuais dos organismos como, por exemplo, crescimento, arquitetura, reprodução e dispersão (Canham & Marks 1985, Collins *et al.* 1985) e também interações antagônicas (Thompson 1985) são afetadas pelas perturbações. Através do efeito coletivo sobre os indivíduos, as populações e as comunidades são também diretamente afetadas, incluindo riqueza (Denslow 1985), dominância e estrutura (Brokaw 1985).

A resposta de qualquer comunidade a perturbações é determinada pelos atributos de história de vida das espécies presentes (Hobbs & Huenneke 1992). Assim, para Noble & Slatyer (1980) a frequência, ou seja, o intervalo de tempo entre distúrbios sucessivos pode ter efeito significativo sobre a resposta da comunidade. Isto acontece porque a composição de espécies muda com o tempo, desde iniciado o distúrbio, e muitas espécies requerem algum tempo subsequente para alcançarem maturidade reprodutiva. Se um novo distúrbio ocorrer antes delas atingirem esse estágio, não existirão propágulos disponíveis para recolonização do local. A resposta de uma determinada comunidade ao distúrbio é, então, consequência da história de vida daquelas espécies disponíveis para recrutamento ou invasão (Noble & Slatyer 1980). Segundo Pickett & White (1985) taxas de crescimento, longevidade, dispersão e outras características das espécies são importantes na determinação da perturbação bem como nas respostas a este.

Embora os distúrbios sejam conhecidos por terem efeitos específicos e complexos, a redução abrupta na intensidade de competição é assumida por ser geral, e tal liberação competitiva é o elemento primário da hipótese do distúrbio intermediário (IDH) (Connel 1978). Essa hipótese prevê que a riqueza de uma comunidade vegetal poderá ser maior, com níveis de distúrbios moderados em frequência e intensidade. Uma suposição fundamental da hipótese é a existência do *trade-off* entre a habilidade de uma espécie para tolerar o distúrbio e sua habilidade para competir. Competidores superiores mostram maior susceptibilidade a distúrbios. Como consequência, se o distúrbio ocorre com frequência a riqueza diminui, porque as espécies intolerantes aos distúrbios tornam-se localmente extintas (Connel 1978). Se os distúrbios são infrequentes, a riqueza também diminui porque as espécies dominantes ocupam os recursos e eliminam fracos competidores (Connel 1978). Assim, a riqueza mostra ser maior em frequência de distúrbios intermediários quando condições favorecem espécies competitivas e aquelas que toleram distúrbios. Como resultado, o relacionamento entre distúrbio e riqueza de espécies tem importantes implicações na estrutura, composição florística e dinâmica de comunidades vegetais.

Mudanças na temperatura, umidade e disponibilidade de luz criam novos habitats que são ocupados por espécies com diferentes recursos (Tabarelli & Mantovani 1999). Esses impactos mudam a composição da comunidade de plantas, a qual se inicia através da sucessão secundária (Hill & Curran 2003). Nesta situação não somente a composição de espécies, mas também a guilda da comunidade e a dinâmica da floresta são distintas da floresta primária (Condit *et al.* 1995a). Na floresta secundária, os novos sítios ambientais favorecem o estabelecimento de grande proporção de espécies pioneiras e herbáceas ao invés daquelas de floresta madura (Tabarelli *et al.* 2004). Perturbações e subseqüentes mudanças sucessionais têm efeito sobre a riqueza e abundância de espécies (Laurance *et al.* 2002), modificando a biodiversidade local e regional (Liebsch *et al.* 2008).

O entendimento da perturbação é de crucial importância na ecologia. Visando a conservação da natureza é importante conhecer o grau que espécies em um ecossistema dependem e respondem a distúrbios específicos.

2.5. O fogo nas florestas tropicais

O fogo é o maior fator que afeta o processo sucessional em ecossistemas no mundo todo. Para o que resta das florestas tropicais do mundo, o fogo é um problema crescente (Cochrane 2000). No Brasil, esforços para conhecer e entender os efeitos do fogo sobre as florestas são recentes. Conforme afirmou Cochrane (2003), a “ciência do fogo” chegou tarde aos trópicos porque a expansão demográfica e a mudança do uso da terra em grande escala, somente ocorreram recentemente. No geral, a frequência do fogo tem aumentado substancialmente nas florestas

tropicais desde a década de 1990, mas as suas consequências ainda são pobremente entendidas (Cochrane & Schulze 1999).

Entre os diferentes tipos de perturbação sofridos por uma floresta tropical, a ocorrência de fogo representa uma perturbação exógena e infrequente, a qual os organismos desta comunidade não estão necessariamente adaptados (Connell 1978). Em geral, o fogo causa várias mudanças bióticas e abióticas na estrutura e funcionamento na floresta tropical e inclui efeitos diretos e indiretos. Além disso, o fogo representa uma dinâmica particular em função, principalmente: i) da eliminação do estrato herbáceo-arbustivo e da regeneração avançada (Uhl *et al.* 1989); ii) da entrada abrupta de grande quantidade de nutrientes no sistema, decorrente da queima do material orgânico (Uhl & Jordan 1984); iii) de permitir, a depender da intensidade da queima, que as espécies mais resistentes permaneçam vivas ou rebrotem (Uhl & Jordan 1984, Kauffman 1991), podendo assim alterar completamente a composição florística e estrutura da comunidade.

Autores como Uhl & Kauffman (1990) destacam a baixa capacidade das espécies arbóreas presentes nas florestas tropicais para sobreviverem ao fogo, até mesmo de baixa intensidade, sugerindo que a ocorrência de fogo é extremamente rara neste ecossistema. Assim, quando inserido em florestas tropicais, o fogo pode ter profundo efeito sobre a composição florística (Woods 1989, Castellani & Stubblebine 1993, Cochrane 2003, Penman *et al.* 2008), estrutura (Cochrane & Schulze 1999, Gerwing 2002, Ivanauskas *et al.* 2003, Silva *et al.* 2005), dinâmica sucessional (Kellman & Meave 1997, Pinard *et al.* 1999, Bond & Midgley 2001), além de facilitar o processo de invasão biológica (D'Antonio & Vitousek 1992).

Nas Matas de Galeria, em especial, o padrão de incêndio mais comum é aquele que, provindo do Cerrado sentido amplo, finaliza-se nas bordas das Matas que, quando não perturbadas, fornecem restrições para sua propagação devido a maior umidade e pequena quantidade de material combustível sob dossel fechado (Felfili 1997a). Porém, nas últimas décadas, com o aumento da pressão antrópica no entorno dessas florestas e dos incêndios provenientes da vegetação vizinha, a frequência de penetração do fogo no seu interior tem aumentado (Felfili 1997a, Sevilha 1999, Santiago *et al.* 2005, Parca 2007). Nessas matas os incêndios ocasionais acentuam a heterogeneidade ambiental, gerando mosaicos de vegetação em diferentes estágios sucessionais (Felfili 1997b), onde espécies com diferentes requerimentos ambientais podem coexistir (Whitmore 1990). No entanto, segundo Felfili (1997a), incêndios recorrentes tendem a degradar as Matas de Galeria.

Cochrane (2000) citou que uma queimada típica, inserida na floresta tropical, mata 40% das árvores (DAP \geq 10 cm), mas reduz a biomassa viva em apenas 10%, já que poucas árvores de grande porte, que constituíam a maior parte da biomassa, morrem. Porém, se o fogo atinge a floresta

alguns anos após a primeira queimada, os danos são muito mais intensos. Neste caso, destrói 40% das árvores restantes, mas isto corresponde a 40% da biomassa viva. Nas queimadas recorrentes, as mudanças no comportamento do fogo afetam até mesmo aquelas árvores com casca mais espessa, ou seja, a primeira queimada atinge em sua maioria árvores menores, mas a segunda mata igualmente as grandes e as pequenas (Cochrane 2000).

Alguns estudos têm examinado as respostas da comunidade de plantas submetidas a distúrbios naturais, mas somente alguns têm sido conduzidos em florestas tropicais queimadas por fogo acidental (Woods 1989, Castellani & Stubblebine 1993, Nykvist 1996, Ivanauskas *et al.* 2003, Silva *et al.* 2005). No Brasil alguns estudos reforçam esta deficiência e, entre os poucos existentes, podem ser citados aqueles de Uhl & Kauffman (1990), Kauffman (1991), Cochrane *et al.* (1999), Cochrane & Schulze (1999), Gerwing (2002) e Ivanauskas *et al.* (2003), na região Amazônica; Martins *et al.* (2002), Silva *et al.* (2005) e Melo (2007), em Florestas Estacionais Semidecíduais no sudeste brasileiro; e Felfili (1997b), Sevilha (1999), Goulart & Felfili (2001), Santiago *et al.* (2005), Oliveira & Felfili (2006) e Parca (2007), em Matas de Galeria no Brasil Central.

2.6. Espécies invasoras

Independente de escala, perturbação é um evento ecológico que leva a vários tipos de novas oportunidades e espaços vagos em uma comunidade (Lockwood *et al.* 2007). Uma das decorrências da perturbação são as invasões biológicas pelas plantas exóticas. Estas invasões estão ameaçando a conservação da biodiversidade através do deslocamento de espécies nativas e a modificação do funcionamento dos ecossistemas (Enserink 1999). A invasão de habitats por espécies não nativas é um fenômeno global com sérias conseqüências para a ecologia, economia e para a saúde da sociedade.

No presente trabalho espécie invasora será considerada conforme Richardson *et al.* (2000), que é aquela espécie exótica presente em ecossistema natural ou antrópico, que desenvolve altas taxas de crescimento, reprodução e dispersão. Para Burke & Grime (1996) e Davis *et al.* (2000) a invasão biológica é caracterizada quando um organismo ocupa desordenadamente um espaço fora de sua área natural de dispersão geográfica e, freqüentemente, está relacionada a influências antropogênicas, distúrbios naturais e disponibilidade de recursos.

Distúrbios *per se*, ou alterações no seu regime, podem suprir locais seguros para estabelecimento de espécies invasoras, eliminando ou diminuindo a cobertura herbácea natural, e o nível de competição entre as espécies ou disponibilizando recursos específicos necessários para as invasoras (D'Antonio 1993, Hobbs & Humphries 1995, Davis *et al.* 2000).

Para Mueller-Dombois (2000) a invasão biológica é um processo complexo, que inicia-se

com a transferência dos seus propágulos, que depois de transferidos, precisam encontrar ambiente adequado para seu desenvolvimento e posterior reprodução. Segundo esse autor, para tornarem-se invasores biológicos e uma população de sucesso, as espécies precisam também ser capazes de se dispersar localmente.

Muitas definições de distúrbios incluem como componente a teoria da flutuação de recursos (Davis *et al.* 2000). Mark Davis e colaboradores sugeriram que, para comunidade de plantas, esta flutuação é peça chave para entender porque e quando algumas espécies de plantas invadem. Essa teoria é enraizada no conhecimento que os ecólogos possuem da sucessão vegetal, e depende da suposição que a competição por recursos disponíveis é fator primário, que limita a recente chegada de espécies para o estabelecimento das populações dentro da comunidade. Se recursos tais como luz, nutrientes, água e espaço estão disponíveis, novos indivíduos podem se estabelecer. Se estes recursos não estão disponíveis, os recém chegados não poderão se estabelecer.

Um aumento na disponibilidade de recursos pode acontecer via dois caminhos (Davis *et al.* 2000). Primeiro, eles podem ser uma afluência de recursos externos além da capacidade da comunidade para explorá-los. Isto pode acontecer por diversas razões, como anos extremamente chuvosos, ou a perda de um ou mais indivíduos de uma espécie dominante, por tempestades ou herbivoria. Isto pode acontecer também porque a espécie humana tem adicionado certos recursos no sistema em taxas relativamente altas. Exemplos incluem lixiviação de nutrientes minerais da agricultura para os rios ou lençol freático, excesso de lixo, ou mesmo a matéria orgânica deixada pelo desmatamento das florestas. O segundo caminho vem da disponibilidade de recursos através da redução do seu uso pelos membros residentes da comunidade já existente. Qualquer redução na saúde ou no número de indivíduos dentro da comunidade poderá resultar em aumento na disponibilidade de recursos. Doenças, herbivoria, ou a remoção física de plantas via ação humana poderá reduzir a retirada de recursos pelos residentes. Obviamente, qualquer uma dessas ações pode resultar em um pulso positivo de recursos. Esses modos de criação de disponibilidade de recursos não são mutuamente excludentes. De fato, distúrbios podem afetar simultaneamente ambas as situações, pela diminuição de residentes de uma comunidade e pelo aumento na disponibilidade de recursos para entrada de organismos, ou mesmo nutrientes ou luminosidade na comunidade.

A hipótese da flutuação de recursos sustenta um mecanismo onde o distúrbio pode facilitar o estabelecimento de plantas não-nativas. Essa hipótese não assume que a susceptibilidade da comunidade à invasão seja uma propriedade estática; a invasibilidade muda com o tempo e as circunstâncias (Davis *et al.* 2000). Ela sugere que qualquer comunidade pode ser invadida ou repelir invasoras, dependendo da taxa bruta de suprimento de recursos *versus* retirada de recursos pelas espécies residentes. Esta taxa poderá mudar dentro e entre anos, sustentando ainda outra previsão;

aquela de que sempre existem espécies prontas para invadir qualquer comunidade em dificuldades (Davis *et al.* 2000).

O importante papel representado pelo distúrbio, facilitando a invasão, tem sido reconhecido há bastante tempo e existem dados que suportam essa visão. No entanto, alguns trabalhos mostram o oposto (Strang 1974). Para D'Antonio (1993), o distúrbio facilita a invasão por eliminar ou reduzir a cobertura ou vigor dos competidores ou pelo aumento do nível de recursos. Na maioria das vezes, o sucesso da invasora tem sido atribuído a sua melhor habilidade competitiva (D'Antonio & Mahall 1991).

Como visto anteriormente, o aumento da invasibilidade seguida de distúrbio pode ser explicada pela teoria da flutuação da disponibilidade de recursos (Davis *et al.* 2000). Se o distúrbio introduz recursos adicionais na comunidade, como por exemplo, nutrientes de uma inundação, ou se existe um declínio na retirada de recursos pela vegetação residente devido à mortalidade ou debilidade de espécies residentes, a disponibilidade de recursos poderá aumentar e, assim, de acordo com a teoria, a invasibilidade pode aumentar (Davis *et al.* 2000).

Um bom exemplo para a conclusão mais comum de que o distúrbio facilita a invasão é o estudo de Hobbs & Mooney (1991), onde gramíneas exóticas invadem áreas de campos sobre solos serpentinos na Califórnia, em consequência de anos mais chuvosos. Um exemplo da invasibilidade acontece com *Reynoutria* sp. uma espécie invasora de habitats frequentemente inundados localizados na República Tcheca. Para Bímová *et al.* (2004), essas inundações provêm sítios seguros para o estabelecimento da espécie, através da destruição da vegetação residente e facilitação do espalhamento do seu rizoma.

Os nutrientes fósforo e nitrogênio são recursos limitantes para a vegetação e vários estudos têm mostrado que o nível desses nutrientes no solo pode representar um papel importante na determinação da invasibilidade em comunidades (Huenneke *et al.* 1990). A adição de nitrogênio em campos sobre solos serpentinos na Califórnia aumentou o sucesso de invasão de várias espécies de gramíneas alienígenas (Huenneke *et al.* 1990) e Harrison (1999) ressaltou que a baixa invasibilidade nesses mesmos campos é devida ao baixo nível de nutrientes no solo.

Resultados similares foram encontrados por Hobbs & Atkins (1988), que observaram que o distúrbio combinado com eutrofização aumentava a invasibilidade na comunidade pela redução na retirada de recursos pela vegetação residente e um aumento no suprimento de recurso bruto. Como prevê a teoria da flutuação de recursos, a combinação que mostrou mais resultado ocorreu quando aconteceu grande aumento na disponibilidade de recursos e, portanto, aumento da invasibilidade na comunidade.

Distúrbios facilitando a invasão também foram encontrados por Bellingham *et al.* (2005),

após um severo furacão em 1988 nas Blue Mountains, na Jamaica. Após furacão, a invasão da espécie *Pittosporum undulatum* foi acelerada. *P. undulatum* é uma árvore nativa de florestas do sudeste da Austrália e considerada invasora na Jamaica e outros locais.

Mais recentemente, Domenech & Montserrat (2006) observaram que o recrutamento de *Cortaderia selloana*, gramínea nativa da América do Sul e invasora de áreas temperadas e mediterrâneas no mundo, é positivamente afetado por distúrbios no solo, independentemente do estágio sucessional. Este estudo revelou que estágios sucessionais iniciais não foram mais invadidos por *C. selloana* do que estágios sucessionais posteriores, já que não foram encontradas diferenças significativas na porcentagem de sobrevivência da espécie ao longo do gradiente sucessional.

Outras confirmações dessa variação foram verificadas no estudo conduzido na Floresta Central “Hardwood”, no Tennessee, por Marshall & Buckley (2008). Ali foi verificado que aumentando o distúrbio no solo e na camada de liteira, havia aumento na taxa de estabelecimento da população de *Microstegium vimineu*, uma espécie de gramínea nativa do Japão.

Referências bibliográficas

- ALVAREZ-BUYLLA, E. R. 1994. Density dependence and patch dynamics in tropical rain forest: matrix models and applications to a tree species. *American Naturalist* 143:155-191.
- BEGON, M., HAPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. 1988. *Ecology: individual, populations, communities*. Blackwell Scientific Publications Boston.
- BELLINGHAM, P.J., PELTZER, D.A. & WALKER, L.R. 2005. Constrating impacts of a native and an invasive exotic shrub on flood-plain succession. *Journal Vegetatio Science* 16:135-142.
- BÍMOVÁ, K.; MANDÁK, B. & KASPAROVÁ, I. 2004. How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invisibility? *Journal Vegetation Science* 15:495-504.
- BOND, W.J. & MIDGLEY, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution* 16:45–51.
- BROKAW, N.V.L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66:682-687.
- BURKE, M.J.W. & GRIME, J.P. 1996. An experimental study of plant community invasibilidade. *Ecology* 77: 776-790.
- CANHAM, C.D. & MARKS, P.L. 1985. The response of woody plants to disturbance: pattern of establishment and growth. *In* The ecology of natural disturbance and patch dynamics (S.T.A. Pickett & P.S. White, eds.). Academic Press Inc, New York, p.197-216.
- CAREY, E.V., BROWN, S., GILLESPIE, A.J.R. & LUGO, A.E. 1994. Tree mortality in mature lowland moist and tropical lower moist forests of Venezuela. *Biotropica* 26:255-265.
- CASTELLANI, T.T. & STUBBLEBINE, W. H. 1993. Sucessão secundária inicial em uma mata

tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica* 16:181-203.

- CLARK, D.A. & CLARK, D.B. 1999. Assessing the growth of tropical rain forest trees: issues forest modeling and management. *Ecological Application* 9:981-997.
- CLEMENTS, F. E. 1916. *Plant Succession*. Carnegie Institution, Publication 242, Washington, D.C.
- COCHRANE, M.A. 2000. O significado das queimadas na Amazônia. *Ciência Hoje* n.157.
- COCHRANE, M.A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 42:913-919.
- COCHRANE, M.A., ALENCAR, A., SCHULZE, M.D., SOUZA, C.M., NEPSTAD, D.C., LEFEBVRE, P. & DAVIDSON, E.A. 1999. Positive feedbacks in the fires dynamics of closed canopy tropical forest. *Science* 284:1832-1835.
- COCHRANE, M.A. & SCHULZE, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31:2-16.
- COLLINS, B.S., DUNNE, K.P. & PICKETT S.T.A. 1985. Responses of forest herbs to canopy gaps. *In* *The ecology of natural disturbance and patch dynamics* (S.T.A. Pickett & P.S. White, eds.). Academic Press Inc, New York, p.217-234.
- CONDIT, R., HUBBELL, S.P. & FOSTER, R.B. 1995a. Demography and harvest potential of Latin American timber species: data from a large, permanent plot in Panama. *Journal of Tropical Forest Science* 7:599-622.
- CONDIT, R., HUBBELL, S.P. & FOSTER, R.B. 1995b. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs* 65:419-439.
- CONNELL, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs - high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. *Science* 199:1302-1310.
- CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111:1119-1144.
- COWLES, H.C. 1899. The Ecological Relations of the Vegetation on the Sand Dunes of Lake Michigan. *Botanical Gazette* 27:361-391.
- D'ANTONIO, C.M. 1993. Mechanisms controlling invasions of coastal plant communities by the alien succulent, *Carpobrotus edulis*. *Ecology* 74:83-95.
- D'ANTONIO, C.M. & MAHALL, B. E. 1991. Root profiles and competition between the invasive exotic perennial, *Carpobrotus edulis*, and two native shrub species in California coastal scrub. *American Journal Botany* 78:885-894.
- D'ANTONIO, C.M. & VITOUSEK, P.M. 1992. Biological invasions by alien grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review Ecology Systematics* 23:63-87.
- DAVIS, M.A., GRIME, J.P. & THOMPSON, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities:

a general theory of invisibility. *Journal of Ecology* 88: 528-534.

- DENSLOW, J.S. 1985. Disturbance-mediated coexistence of species. *In* The ecology of natural disturbance and patch dynamics (S.T.A. Pickett & P.S. White, eds.). Academic Press Inc, New York, p.307-321.
- DOLLING, A. 1996. Interference of bracken (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) with Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) seedling establishment. *Forest Ecology and Management* 88:227-235.
- DOMENECH, R. & MONTSERRAT, V. 2006. The role of successional stage, vegetation type and soil disturbance in the invasion of the alien grass *Cortaderia selloana*. *Journal of Vegetation Science* 17:591-598.
- EGLER, F.E. 1954. Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old-field development. *Plant Ecology* 4:412-417.
- ENSERINK, M. 1999. Biological invaders sweep in. *Science* 285:1834-1836.
- FELFILI, J.M. 1995. Diversity, structure, and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Vegetatio* 117:1-15.
- FELFILI, J.M. 1997a. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Forest Ecology and Management* 91:235-245.
- FELFILI, J.M. 1997b. Comparison of the dynamics of two gallery forests in Central Brazil. *In* Proceedings: International symposium on assessment and monitoring of forests in tropical dry regions with special reference to gallery forests. (J. Imanãs-Encinas. & C. Kleinn, orgs). University of Brasilia. Brasília. p.115-124.
- GERWING, J. J. 2002. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 157:131-141.
- GLEASON, H. A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin Torrey Botanical Club* 53:7-26.
- GLENN-LEWIN, D.C., PEET, R.K. & VEBLEN, T.T. 1992. *Plant Succession: theory and prediction*. Chapman & Hall, London.
- GLENN-LEWIN, D.C. & MAAREL, E. VAN DER. 1992. Pattern and process of vegetation dynamics. *In* *Plant Succession: theory and prediction*. (D.C. Glenn-Lewin, R.K. Peet, & Veblen, T.T. eds). Chapman & Hall. p.11-59.
- GOULART, N. & FELFILI, J.M. 2001. Mudanças temporais na regeneração natural da Mata do Capetinga, na Fazenda Água Limpa, DF. *Boletim Herbário Ezechias Paulo Heringer* 8:66-77.
- HARPER, J.L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London.
- HARRISON, S. 1999. Native and alien species diversity at the local and regional scales in a grazed California grassland. *Oecologia* 121:99-106.

- HILL, J.L. & CURRAN, P.J. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implication for conservation. *Journal of Biogeography* 30:1391-1403.
- HOBBS, R.J. & ATKINS, L. 1988. The effect of disturbance and nutrient addition on native and introduced annuals in the Western Australian wheatbelt. *Australian Journal of Ecology* 13:171-179.
- HOBBS, R.J. & HUENNEKE, L.F. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6:324-337.
- HOBBS, R.J. & HUMPHRIES, L.F. 1995. An integral approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology* 9:761-770.
- HOBBS, R.J. & MOONEY, H.A. 1991. Effects of rainfall variability and gopher disturbance on serpentine annual grassland dynamics. *Ecology* 72: 59-68.
- HORN, H.S. 1974. The ecology of secondary succession. *Annual Review Ecology and Systematics* 5:25-37.
- HUENNEKE, L.F., HAMBURG, S.P., KOIDE, R., MOONEY, H.A. & VITOUSEK, P.M. 1990. Effects of soil resources on plant invasion and community structure in Californian serpentine grassland. *Ecology* 71: 478-491.
- HUBBELL, S.P. & FOSTER, R.B. 1992. Structure, dynamics and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. *In* Four Neotropical Rainforest (A.H. Gentry ed.). Yale University Press, New Haven, p.522-541.
- HUMPHREY, J.W. & SWAINE, M.D. 1997. Factors affecting the natural regeneration from *Pteridium aquilinum*. *Journal Applied Ecology* 34:577-584.
- IVANAUSKAS, N.M., MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R.R. 2003. Alterations following a fire in a Forest community of Alto Rio Xingu. *Forest Ecology and Management* 184:239-250.
- KAUFFMAN, J.B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forest of the eastern Amazon. *Biotropica* 23:219-224.
- KELLMAN, M. & MEAVE, J. 1997. Fire in the tropical gallery forests of Belize. *Journal of Biogeography* 24:23-34.
- KORNING, J. & BALSLEV, H. 1994. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *Journal of tropical Ecology* 10:151-166.
- LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T.E., VASCONCELOS, H.L., BRUNA, E.M., DIRHAM, R.K., STOUFFER, P.C., GASCON, C., BIERREGAARD, R.O., LAURANCE, S.G. & SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.
- LIEBERMAN, D. & LIEBERMAN, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology* 3:347-358.

- LIEBSCH, D., MARQUES, M.C.M. & GOLDENBERG, R. 2008. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation* 141:1717-1725.
- LOCKWOOD, J.L., HOOPEES, M.F. & MARCHETTI, M.P. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing, Oxford.
- LOPES, S.F. & SCHIAVINI, I. 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21:249-261.
- MAC DOUGALL, A.S. & TURKINGTON, R. 2004. Relative importance of suppression-based and tolerance-based competition in an invaded oak savanna. *Journal of Ecology* 92:422-434.
- MANOKARAN, N. & KOCHUMMEN, K. M. 1987. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 3:315-330.
- MARGALEF, R. 1963. On certain unifying principles in ecology. *American Naturalist* 97:357-374.
- MARTÍNEZ-RAMOS, M., ALVAREZ-BUYLLA, E. & SARUKHÁN, J. 1989. Tree demography and gap dynamics in a tropical rain forest. *Ecology* 70:555-558.
- MARTINS, S.V.; RIBEIRO, G.A.; SILVA JÚNIOR, W.M.; NAPPO, M.E. 2002. Regeneração pós-fogo em um fragmento de florestal estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. *Ciência Florestal* 12:11-19.
- MARRS, R.H. 1988. Vegetation changes on lowland heaths and its relevance for conservation management. *Journal Environmental Management* 27:127-149.
- MARRS, R.H., LE DUC, M.G., MITCHELL, R.J., GODDARD, D., PATERSON, S. & PAKEMAN, R.J. 2000. The ecology of bracken: its role in succession and implications for control. *Annals of Botany* 85:3-15.
- MARRS, R.H. & WATT, A.S. 2006. Biological Flora of the British Isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. *Journal of Ecology* 94:1272-1321.
- MARSHALL, J.M. & BUCKLEY, D.S. 2008. Influence of litter removal e mineral soil disturbance on the spread of an invasive grass in a Central Hardwood forest. *Biological Invasion* 10:531-538.
- MELO, A.C.G. 2007. Incêndio em floresta estacional semidecidual: avaliação de impacto e estudo dos processos de regeneração. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- MUELLER-DOMBOIS, D. 2000. Biological invasion and fire in tropical biomes. Pages, 112-121. *In Proceedings of the Invasive Species Workshop: the role of fire in the control and spread of invasive species* (K.E.M. Galley & T.P. Wilson, eds.). Miscellaneous Publication nº 11, Tale Timbers Research Station, Tallahassee, p.112-121.
- NYKVIST, N. 1996, Regrowth of secondary vegetation after the "Borneo fire" of 1982-1983. *Journal of Tropical* 12:307-312.

- NOBLE, I.R. & SLATYER, R.O. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43:5-21.
- ODUM, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- OLIVEIRA, A.P. & 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* 31:597-610.
- OLIVEIRA, M.C. & FELFILI, J.M. 2006. Dinâmica da regeneração natural em mata de galeria perturbada por fogo, na Fazenda Água Limpa, DF, em um período de 24 anos. *Boletim Herbário Ezechias Paulo Heringer* 18:65-73.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., MACHADO, E.L.M., DUTRA, G.C., BORGES, L.A.C., COELHO, S.J. & DALANESI, P.E. 2007. Dinâmica do componente arbóreo na floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito em Lavras, MG. *Revista Brasileira de Biociência* 5:852-854.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., MELLO, J.M. & SCOLFORO, J.R.S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamic within a fragmento of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a Five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131:45-66.
- PARCA, M.L.S. 2007. Fitossociologia e sobrevivência de árvores na Mata de Galeria do córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE, DF, em 2006, após dois incêndios em 1994 e 2005. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, Distrito Federal.
- PENMAN T.D., BINNS D.L., SHIELS, R.J., ALLEN R.M. & KAVANAGH, R.P. 2008. Changes in understorey plant species richness following logging and prescribed burning in shrubby dry sclerophyll forests of south-eastern Australia. *Austral Ecology* 33:197-210.
- PETRAITIS, P.S., LATHAM, R E. & NIESENBAUM, R.A. 1989. The maintenance of species diversity by disturbance. *Quarterly Review of Biology* 64:393-418.
- PICKETT, S.T.A. 1976. Succession: an evolutionary interpretation. *American Naturalist* 110:107-119.
- PICKETT, S. T. A., COLLINS, S. L. & ARMESTO, J. J. 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *Botanical Review* 53:335-371.
- PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. 1985. The ecology of natural disturbance end patch dynamics. Academic Press, San Diego.
- PINARD, M.A., PUTZ, F.E. & LICONA, J.C. 1999. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. *Forest Ecology and Management* 116:247-252.
- RICHARDSON, D.M., PYSEK, P., REJMANEK, M., BARBOUR, M.G., PANETTA, D. & WEST, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definition. *Diversity and Distributions* 6:93-107.
- SANTIAGO, J., SILVA JÚNIOR, M. C., & LIMA, L. 2005. Fitossociologia da vegetação arbórea na mata de galeria do Pitoco (IBGE-DF), seis anos após fogo acidental. *Scientia Forestalis* 67:64-77.

- SCHIAVINI, I., RESENDE, J.C.F. & AQUINO, F.G. 2001. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em mata de galeria e mata mesófila na margem do Ribeirão do Panga, MG. *In* Cerrado: Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria (J.F. Ribeiro, Fonseca, C.E.L. & J.C. Sousa-Silva eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina-DF.
- SHEIL, D. & MAY, R. M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology* 84:91-100.
- SHERMAN, R.E., FAHEY T.J. & BATTLES, J.J. 2000. Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical mangrove Forest. *Journal of Ecology* 88:165-178.
- SEVILHA, A.C. 1999. Composição e estrutura da Mata de Galeria do Capetinga, na fazenda Água Limpa, Brasília, DF, dez anos após um incêndio acidental. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Distrito Federal.
- SILVA, V.F., OLIVEIRA-FILHO, A.T., VENTURIN, N., CARVALHO, W.A.C. & GOMES, J.B.V. 2005. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruma, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19:701-716.
- STILL, M.J. 1996. Rates of mortality and growth in three groups of dipterocarp seedlings in Sabah, Malaysia. *In* Ecology of Tropical Forest Tree seedlings (M.D. Swaine, ed.). Unesco/Parthenon, Paris, p.315-331.
- STRANG, R. M. 1974. Some man-made changes in successional trends on the Rhodesian Highveld. *Journal Applied Ecology* 11:249-263.
- SWAINE, M. D., LIEBERMAN, D. & PUTZ, F. E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3:359-366.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical Montana após corte e queima (São Paulo – Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* 59:239-250.
- TABARELLI, M., SILVA, J.M.C. & GASCON, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms, and the impoverishment of neotropical forest. *Biodiversity and Conservation* 13:1419-1425.
- TANSLEY, A. G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16: 284-307.
- THOMPSON, J.N. 1985. Within-patch dynamics of life histories, populations, and interactions: selection over time in small spaces. *In* The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press Inc, New York, p.253-264.
- TILMAN, D. 1985. The resource ratio hypothesis of succession. *American Naturalist* 125:827-852.
- TILMAN, D. 1988. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Princeton University Press, New Jersey.
- UHL, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonian. *Journal of Ecology* 75:377-407.
- UHL, C. & JORDAN, C.F. 1984. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and

- burning in Amazonia. *Ecology* 69:751-763.
- UHL, C. & KAUFFMAN, J.B. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. *Ecology* 71:437-449.
- UHL, C., NEPSTAD, D., BUSCHBACHER, R., CLARK, K., KAUFFMAN, J.B. & SUBLER, S. 1989. Disturbance and regeneration in Amazonia: lessons for sustainable land-use. *The Ecologist* 19:235-240.
- VAN DER MARREL, E. 1988. Vegetation dynamics: pattern in time and space. *Vegetatio* 7:7-19.
- WALKER, L.R. & CHAPIN, F.S. III. 1987. Interactions among processes controlling successional change. *Oikos* 50:131-135.
- WALKER, L.R., CLARKSON, B.D., SILVESTER, W. B. & CLARKSON, B.R. 2003. Colonization dynamics and facilitative impacts of a nitrogen-fixing shrub in primary succession. *Journal of Vegetation Science* 14:277-290.
- WALKER, L.R., ZARIN, D.J., FETCHER, N., MYSTER, R.W. & JOHNSON, A.H. 1996. Ecosystem development and plant succession on landslides in the Caribbean. *Biotropica* 28:566-576.
- WARD, L.K. & JENNINGS, R.D. 1990. Succession of disturbed and undisturbed chalk grassland at Aston Rowant National Nature Reserve: Dynamics of species changes. *Journal Applied Ecology* 27:897-912.
- WATKINSON, A.R. 1997. Plant population dynamics. *In Plant Ecology* (Crawley, M.J ed.). Blackwell Scientific Publication, Oxford, pg. 359-400.
- WERNECK, M. S. & FRANCESCHINELLI, E.V. 2004. Dynamics of a dry forest fragment after exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. *Plant Ecology* 174:337-346.
- WHITMORE, T.C. 1990. A introduction to tropical rain forest. Oxford: Clarendon Press, 226p.
- WILKINSON, D.M. 2002. Ecology before ecology: biogeography and ecology in Lyell's 'Principles'. *Journal of Biogeography* 29:1109-1115.
- WOODS, P. 1989. Effects of logging, drought, and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica* 21:290-298.

CAPÍTULO 2

DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA, 24 ANOS, NA MATA DE GALERIA DO CÓRREGO CAPETINGA, NA FAZENDA ÁGUA LIMPA, BRASÍLIA - DF.

Maria Cristina de Oliveira

Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Departamento de Engenharia Florestal,
Universidade de Brasília, CP 04357 CEP 70919-970 - Brasília, DF. (socristinaoliveira@gmail.com)

Jeanine Maria Felfili (*in memoriam*)

Centro de Referência em Conservação da Natureza e Recuperação de Áreas Degradadas – CRAD,
Universidade de Brasília, CP 04474 CEP 70904-970 - Brasília, DF.

Manoel Claudio da Silva Júnior

Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília. Caixa Postal 04357 – Brasília, DF
70919-970. (mcsj@unb.br)

RESUMO: (Dinâmica da Comunidade Arbórea, 24 anos, na Mata de Galeria do Córrego Capetinga, na Fazenda Água Limpa, Brasília – DF). O conhecimento da dinâmica de ecossistemas é tema central para o entendimento da sucessão florestal. Para tanto, a composição florística e estrutura na comunidade arbórea foram analisadas em parcelas permanentes da Mata de Galeria do córrego Capetinga, na Fazenda Água Limpa – DF (15°56 a 15°59 S e 47°55 a 47°58 W), no período 1983-2007, que inclui seis levantamentos: 1983, 1986, 1989, 1997, 2002 e 2007. Distúrbios por fogo foram registrados na área em 1975 e 1987. Os inventários foram realizados em 100 parcelas contíguas de 100 m² (10 × 10 m) alocadas em quatro linhas perpendiculares a partir do leito do córrego principal em direção a margem da mata. Todos os indivíduos lenhosos arbóreos vivos com DAP ≥ 5 cm localizados no interior da parcela foram identificados e medidos. Apesar de crescente no período, a baixa riqueza em espécies registrada nos anos inventariados foi associada aos dois incêndios ocorridos na área e a posterior colonização por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* e *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll em grande parte das parcelas monitoradas. Dentre as 112 espécies registradas no período do estudo, somente 52 (46,43%) ocorreram em todos os seis levantamentos, sugerindo intensa variação na composição florística na comunidade. A diversidade H' foi elevada para todos os levantamentos e aumentou ao longo do período avaliado (3,50 nats ind⁻¹ em 1983 a 3,73 nats ind⁻¹ em 2007). A estrutura fitossociológica não variou muito entre períodos. Apenas 20 espécies foram ranqueadas entre as 10 mais importantes e cinco espécies sempre se destacaram como as mais importantes na comunidade, a saber, *Amaioua guianensis*, *Piptocarpha macropoda*, *Protium heptaphyllum*, *Licania apetala* e *Aspidosperma parvifolium*.

Palavras-chave: Mata de Galeria, fogo, florística, fitossociologia.

ABSTRACT: (Tree Community Dynamics, 24 years, at the Capetinga Gallery Forest, at the Água Limpa Farm, Brasilia-DF). Ecosystems dynamics is a central issue for forest succession comprehension. Tree community floristic composition, structure and dynamics were assessed at the Capetinga gallery forest at the Água Limpa Farm (15°56 a 15°59 S e 47°55 a 47°58 W) during the 1983-2007 period, including six vegetation surveys: 1983, 1986, 1989, 1997, 2002 e 2007. Fire disturbances were registered in 1975 and 1987. Inventories were carried out in 100, 100m² (10 x 10 m) contiguous plots placed in four transects perpendicular to the stream margin into the forest-savanna boundary limit. All trees DBH ≥ 5 cm were identified and measured. Despite its increment during the study period, low species richness was associated to both fire events and *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* and *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll colonization in most plots. Among the 112 species found during the study, only 52 (46,43%) occurred in all six surveys, suggesting tree floristic composition instability. The H' diversity was always high and increased over time. Phytosociological structure did not change much among inventories. Only 20 species were ranked among the 10 most important and five species always stood out as the most important during this period, *Amaioua guianensis*, *Piptocarpha macropoda*, *Protium heptaphyllum*, *Licania apetala* e *Aspidosperma parvifolium*.

Key words: Gallery Forest, fire, floristic, phytosociology.

3. DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA, 24 ANOS, DA MATA DE GALERIA DO CÓRREGO CAPETINGA, NA FAZENDA ÁGUA LIMPA, BRASÍLIA - DF.

3.1. Introdução

O conhecimento da dinâmica de ecossistemas e dos fatores responsáveis por esta é tema central para o entendimento de muitos processos ecológicos, incluindo sucessão florestal (Eggeling 1974). Os ecossistemas são alterados no tempo e no espaço em razão de características da vegetação e regimes de distúrbios. Recentemente, efeitos de oscilações do clima global têm sido enfatizados, e algumas secas severas, e consequentes distúrbios como o fogo, têm sido reportados para as florestas tropicais úmidas (Nakagawa *et al.* 2000). A avaliação de variações temporais deve permitir o entendimento de possíveis consequências de perturbações como o fogo nas comunidades vegetais.

Em contraste com as espécies de paisagens do Cerrado sentido amplo, as espécies de florestas tropicais apresentam poucas adaptações evolutivas para a sobrevivência ao fogo, até mesmo de baixa intensidade, o que sugere que sua ocorrência foi historicamente rara nesse ecossistema (Uhl & Kauffman 1990). Embora distúrbios antrópicos ou condições extremas de clima possam aumentar a chance de o fogo adentrar em formações florestais (Cochrane *et al.* 1999). Assim, quando ocorre em florestas tropicais, o fogo pode ter profundo efeito sobre a composição florística (Woods 1989, Castellani & Stubblebine 1993, Sevilha 1999, Cochrane 2003, Melo 2007, Penman *et al.* 2008), estrutura (Cochrane & Schulze 1999, Sevilha 1999, Gerwing 2002, Ivanauskas *et al.* 2003, Silva *et al.* 2005, Parca 2007) e dinâmica sucessional das comunidades vegetais (Kellman & Meave 1997, Pinard *et al.* 1999, Bond & Midgley 2001, Oliveira-Filho *et al.* 2007). Tais impactos atingem principalmente os indivíduos de menor porte, menos protegidos (Woods 1989, Cochrane & Schulze 1999, Ivanauskas *et al.* 2003, Parca 2007).

Interações entre distúrbios e sucessão vegetal criam o mosaico florestal, onde manchas na floresta tendem a apresentar composições florísticas e estruturas diferenciadas (Oldeman 1983, Clark 1990, Oliveira-Filho *et al.* 1998, Van den Berg 2001, Pinto 2002). Para Kellman & Meave (1997), espécies com diferentes requerimentos de luz podem ocupar essas manchas, contribuindo para o aumento em diversidade.

Numerosos estudos em florestas tropicais vêm demonstrando que os distúrbios naturais (secas severas, tempestades, alagamentos) ou antrópicos (fragmentação, bordas, incêndios, corte seletivo) influenciam na mortalidade e, consequentemente, no recrutamento, agindo como fatores determinantes na dinâmica florestal (Condit *et al.* 1995, Ivanauskas *et al.* 2003, Werneck & Franceschinelli 2004, Baker *et al.* 2005, Higuchi *et al.* 2008). Pickett & White (1985) reforçaram que distúrbios são capazes de moldar a estrutura e a dinâmica de comunidades vegetais. Dessa maneira, medidas das taxas de mortalidade e recrutamento sustentam informações úteis para

analisar os fatores que afetam a dinâmica nas comunidades vegetais. Comparações geográficas de mortalidade, em florestas tropicais após incêndios, são difíceis de interpretar devido a diferenças na intensidade e frequência do fogo, diâmetro mínimo de inclusão dos indivíduos e o tempo de avaliação após o fogo (Silva *et al.* 2005). No entanto, geralmente, as taxas de mortalidade encontradas para indivíduos com DAP ≥ 10 cm foram de: 23% na Bolívia (Pinard *et al.* 1999); 36-54% de árvores no Brasil (Kauffman 1991) e 44% de árvores (Holdsworth & Uhl 1997); e 53% de árvores na Malásia (Woods 1989). Em resumo, Cochrane (2003) registrou que o fogo mata 23-54% das árvores com DAP ≥ 10 cm em florestas tropicais no prazo de um ano após o incêndio.

Estudos que avaliem o impacto do fogo em florestas tropicais tornam-se cada vez mais importantes a medida que são mais frequentes e têm repercussões negativas sobre a biodiversidade (Cochrane 2003). No Brasil Central existem poucos estudos de impacto dos incêndios sobre remanescentes de áreas de Matas de Galeria. Até o presente estes estudos foram conduzidos por Felfili & Silva Júnior (1992), Felfili (1995), Felfili (1997a), Sevilha *et al.* (1999), Goulart & Felfili (2001), Santos (2005 – dados não publicados), Santiago *et al.* (2005), Oliveira & Felfili (2006) e Parca (2007). Entretanto, muitos danos causados a estas florestas pelos incêndios são ainda desconhecidos.

Assim, no presente trabalho objetivou-se: 1) caracterizar variações na composição florística, diversidade, estrutura ao longo de 24 anos (1983-2007) de monitoramento da vegetação arbórea na Mata de Galeria do córrego Capetinga; 2) caracterizar variações nos processos dinâmicos de recrutamento e mortalidade ao longo de 24 anos (vide anexo G) e 3) correlacionar dados de mortalidade da comunidade com a ocorrência de fogo na Mata de Galeria do córrego Capetinga, Brasília – DF (vide anexo G).

Espera-se que a comunidade vegetal apresente mudanças na composição florística e na estrutura da comunidade arbórea ao longo de 24 anos e que estas estejam associadas ao fogo.

3.2. Material e métodos

3.2.1. Área de estudo

A área de estudo, a cabeceira da Mata de Galeria do córrego Capetinga (40 ha), está localizada na Reserva Ecológica da Fazenda Água Limpa (FAL) (15°56 a 15°59 S e 47°55 a 47°58 W) pertencente à Universidade de Brasília, Distrito Federal, Brasil (Figura 1.3 – página 6). A FAL é contígua às Reservas Ecológicas do Jardim Botânico (EEJBB) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (RECOR-IBGE), constituindo a Zona de Vida Silvestre da APA Gama Cabeça de Veado e da Zona Nuclear da Reserva da Biosfera do Cerrado, com cerca de 9.000 ha de áreas protegidas.

A Mata de Galeria do córrego Capetinga coloniza solos distróficos, álicos e bem drenados (Furley 1985). De topografia plana a suave ondulada, a mata situa-se acima de 1.000 m de altitude, com declives inferiores a 8% (Pinto 1993). Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Aw (Nimer 1989). As médias anuais de temperatura e precipitação, nos últimos vinte e sete anos (1980-2007), são de 22,1° C (máxima de 27,1° C e mínima de 15,3 ° C) e 1.439 mm, respectivamente, de acordo com os dados da Estação Meteorológica do Roncador localizada na Reserva Ecológica do IBGE (Figura 1.2 – página 5).

3.2.2. Histórico de fogo na área

As primeiras referências quanto à queimadas na Mata de Galeria do córrego Capetinga foram de J. A. Ratter (1999, dados não publicados) que registrou um incêndio em 1975. Segundo o autor a queimada ocorreu na estação seca daquele ano pôde ser evidenciada pela carbonização de troncos e de ramos caídos na mata. Posteriormente, em 1987 um incêndio atingiu novamente a área abrindo diversas clareiras que facilitaram a propagação da espécie *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* e da gramínea nativa *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll (Felfili & Silva Júnior 1992). Recentemente, em agosto de 2007, após a coleta de dados deste estudo, a área foi novamente atingida por incêndio destruindo parcialmente a linha 1 do sistema de inventário contínuo instalado em 1983.

3.2.3. Amostragem da vegetação

Para amostrar o componente arbóreo na Mata de Galeria do Capetinga, foram instaladas 100 parcelas permanentes de 100 m² (10 × 10 m), as quais foram distribuídas em quatro transecções dispostas de maneira sistemática, onde a distância entre os transectos foi de 150 m, exceto no último, quando a distância foi de 300 m (Felfili & Silva Júnior 1992). Em 1983, foi realizado o primeiro inventário onde todos os indivíduos arbóreos com DAP ≥ 5 cm foram marcados, medidos e identificados. Os resultados do primeiro inventário encontram-se disponíveis em Felfili & Silva Júnior (1992). Posteriormente, seguiram-se os inventários de 1986, 1989 (Felfili & Silva Júnior 1992, Goulart & Felfili 2001), 1997 (Sevilha 1999), 2002 (V.E. Santos - dados não publicados) e 2007 (este estudo), com o registro da mortalidade, do recrutamento e das novas medidas das árvores sobreviventes.

As identificações botânicas foram conduzidas em campo, em herbários e com auxílio de especialistas. Para cada espécie, sinonímias recentes foram checadas na Flora vascular do bioma Cerrado (Mendonça *et al.* 2008). As espécies foram agrupadas em famílias de acordo com o Angiosperm Phylogeny Group II (APG II 2003) conforme Souza & Lorenzi (2008).

A análise da composição florística foi realizada através da distribuição dos indivíduos em famílias, gêneros e espécies nos diferentes períodos analisados. A diversidade foi calculada pelo índice de diversidade de Shannon & Wiener (H') para cada levantamento como se segue (Magurran 2004):

$$H' = n \cdot \log(n) - \sum f_i \cdot \log(f_i/n) \quad (2.1)$$

Onde: n é o número de indivíduos amostrados em um levantamento, e f_i é o número de indivíduos na espécie i . A neperiana e foi usada para os cálculos.

Para o índice H' foi calculado o índice de equabilidade de Pielou (J'). Esse índice avalia a abundância relativa das espécies dentro da mesma amostra. O índice de Pielou é dado por (Magurran 2004):

$$J' = H' / \ln(S) \quad (2.2)$$

Onde: H' é o índice de diversidade de Shannon & Wiener, S o número de espécies amostradas e \ln o logaritmo de base neperiana (e). Os índices foram calculados no programa MVSP, versão 3.13 (Kovach Computing Service 2006).

Foi usado o teste t de Hutcheson (Zar 1999) para comparar diferenças nos índices de diversidade ao nível de 5% ($p < 0,05$) ao longo do tempo. Essas comparações foram feitas dois a dois entre os seis levantamentos, num total de 15 combinações.

Parâmetros fitossociológicos de densidade, dominância e frequência absolutas e relativas e Índice de Valor de Importância (IVI) (Kent & Coker 1992) foram comparados entre os diferentes anos inventariados visando avaliar possíveis variações florísticas e estruturais na comunidade.

A distribuição das árvores em classes de diâmetro foi analisada empregando-se intervalos de classes com amplitudes crescentes (5-10cm; >10-20cm; >20-40cm; >40-80cm; >80-160cm), conforme sugerido por (Oliveira-Filho *et al.* 2001). Segundo estes autores a adoção de intervalos crescentes permite a melhor representação nas classes diamétricas maiores, geralmente com baixa densidade, o que é desejável em comparações gráficas.

3.3. Resultados e discussão

3.3.1. Composição florística

Ao longo de 24 anos (1983-2007) foram amostrados indivíduos pertencentes a 50 famílias, 90 gêneros e 112 espécies. Dez espécies foram identificadas apenas em nível de gênero, quatro em nível de família e três permaneceram não identificadas (Tabela 1.1). Há que se destacar que a presente lista florística resulta do trabalho desenvolvido na Mata do Capetinga, ao longo de mais de 27 anos, por professores e alunos do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília.

O número de famílias permaneceu estável ao longo do período de monitoramento, foram 41, 42, 41, 42, 40 e 45 famílias respectivamente, em 1983, 1986, 1989, 1997, 2002 e 2007. O registro em um único levantamento ocorreu para as famílias Ebenaceae (1983), Lecythidaceae (1986), Bignoniaceae (1989) e Symplocaceae e Rutaceae (2007). Durante o período de estudo as famílias que mais contribuíram com a riqueza de espécies foram: Fabaceae, Myrtaceae, Melastomataceae, Lauraceae e Rubiaceae, basicamente as mesmas registradas em outros levantamentos no DF (Silva Júnior *et al.* 1998, Silva Júnior 2001, Felfili 1995). Somente as famílias Apocynaceae, Melastomataceae, Myrtaceae, Vochysiaceae, Annonaceae, Sapotaceae, Myrsinaceae, Salicaceae, Lauraceae e Malvaceae contribuíram com mais de uma espécie por gênero.

Dos 90 gêneros amostrados ao longo do período de estudo, 80 (88,9%) foram representados por uma única espécie. Os gêneros mais ricos foram *Aspidosperma* (4), *Miconia* (3), *Myrcia* (3); *Casearia* (2), *Luehea* (2), *Myrsine* (2), *Ocotea* (2), *Pouteria* (2), *Qualea* (2) e *Xylopia* (2) (Tabela 1.1). Os gêneros que apresentaram mudanças quanto ao número de espécie na área foram: *Myrcia* com três espécies desde 1983 até 1997, ocorreu com duas espécies em 2007; *Casearia* representado por uma espécie ao longo do período e ocorreu com duas espécies em 2007; *Luehea* com uma espécie até 1997, e duas espécies nos últimos dez anos; *Xylopia* com duas espécies até 1997, e com uma nos últimos dez anos.

Tabela 1.1. Espécies arbóreas (diâmetro à altura do peito – DAP \geq 5 cm) amostradas em 100 parcelas de 10 x 10 m e monitoradas no período de 24 anos (1983-2007) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. As espécies estão em ordem alfabética para os anos em que foram registradas nos inventários. Caes.= Caesalpinioideae, Papi.= Papilionoideae e Mimo.= Mimosoideae.

Espécies	Famílias							
		1983	1986	1989	1997	2002	2007	
<i>Alibertia macrophylla</i> K. Schum.	Rubiaceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	Fabaceae – Caes.	X	X	X	X	X	X	
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.	Apocynaceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	Apocynaceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A. DC.	Apocynaceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	Anacardiaceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Callisthene major</i> Mart.	Vochysiaceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	Salicaceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	Urticaceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C. Smith	Celastraceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae – Caes.	X	X	X	X	X	X	
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Boraginaceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Lauraceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Cupania vernalis</i> Cambess	Sapindaceae	X	X	X	X	X	X	
<i>Dalbergia foliolosa</i> Benth.	Fabaceae – Papi.	X	X	X	X	X	X	
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Icacinaceae	X	X	X	X	X	X	

Continuação...							
Espécies	Famílias	1983	1986	1989	1997	2002	2007
		<i>Euplassa inaequalis</i> (Pohl) Engl.	Proteaceae	X	X	X	X
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planchon & Triana) D.C. Zappi	Clusiaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Gomidesia lindeniana</i> O. Berg	Myrtaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex J.A. Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Guatteria sellowiana</i> Schldtl.	Annonaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Chrysobalanaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Hymenaea courbaril</i> L. var. <i>stilbocarpa</i> (Hayne) Lee & Langenh.	Fabaceae – Caes.	X	X	X	X	X	X
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	Fabaceae – Mimo.	X	X	X	X	X	X
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	Rubiaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Licania apetala</i> (E. Mey.) Fritsch.	Chrysobalanaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae – Papi.	X	X	X	X	X	X
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	Melastomataceae	X	X	X	X	X	X
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Myrsinaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Nectandra reticulata</i> (Ruiz & Pavon) Mez	Lauraceae	X	X	X	X	X	X
<i>Ocotea spixiana</i> (Nees) Mez	Lauraceae	X	X	X	X	X	X
<i>Ouratea castaneifolia</i> (A.DC.) Engl.	Ochnaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	Asteraceae	X	X	X	X	X	X
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	Moraceae	X	X	X	X	X	X
<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	Vochysiaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Humiriaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G. Don	Celastraceae	X	X	X	X	X	X
<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vogel var. <i>rubiginosum</i> (Mart. ex Tull.) Benth.	Fabaceae – Caes.	X	X	X	X	X	X
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjow & W. Bôer	Moraceae	X	X	X	X	X	X
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Tapura amazonica</i> Poepp. & Endl.	Dichapetalaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	Combretaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Myristicaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	Annonaceae	X	X	X	X	X	X
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	Celastraceae	X	X	X		X	X
<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	Myrtaceae	X	X	X		X	X
<i>Andira vermifuga</i> Mart. ex Benth.	Fabaceae – Papi.	X	X		X	X	X
<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	Apocynaceae	X	X		X	X	X
<i>Mouriri glazioviana</i> Cogn.	Melastomataceae	X	X		X	X	X
<i>Schefflera morototonii</i> (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodin	Araliaceae	X	X		X	X	X
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil.	Annonaceae	X	X	X	X		
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	Malpighiaceae	X	X	X			X
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schldtl.	Annonaceae	X			X	X	X
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk. var. <i>glabra</i> T.D. Pennington	Sapotaceae		X		X	X	X
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Euphorbiaceae			X	X	X	X
<i>Chrysophyllum</i> sp.	Sapotaceae	X	X	X			
Indeterminada I	Myrtaceae	X	X	X			
Indeterminada II	Myrtaceae	X	X	X			
<i>Luehea paniculata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	X	X	X			

Continuação...							
Espécies	Famílias	1983	1986	1989	1997	2002	2007
		<i>Psychotria</i> sp.	Rubiaceae	X	X	X	
<i>Solanum</i> sp.	Solanaceae	X	X	X			
<i>Vismia</i> sp.	Hypericaceae	X	X	X			
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Cunoniaceae	X				X	X
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae		X	X			X
<i>Aegiphila intergrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Lamiaceae				X	X	X
<i>Calyptranthes clusiaefolia</i> (Miq.) O. Berg.	Myrtaceae				X	X	X
<i>Faramea hyacinthina</i> Mart.	Rubiaceae				X	X	X
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Tiliaceae				X	X	X
<i>Miconia cuspidata</i> Naudin	Melastomataceae				X	X	X
<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	Sapotaceae				X	X	X
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	Myrtaceae				X	X	X
<i>Myrcia sellowiana</i> O. Berg	Myrtaceae				X	X	X
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees) Mez	Lauraceae				X	X	X
<i>Persea fusca</i> Mez	Lauraceae				X	X	X
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Elaeocarpaceae				X	X	X
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth) Ducke	Fabaceae – Papi.	X	X				
Indeterminada III	Myrtaceae	X		X			
Indeterminada IV	Myrtaceae	X		X			
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Fabaceae – Papi.	X					X
<i>Erythroxylum</i> sp.	Erythroxylaceae		X	X			
<i>Ormosia</i> sp.	Fabaceae – Papi.		X	X			
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae		X				X
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Myrsinaceae				X		X
<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae		X	X	X		
<i>Acosmium subelegans</i> (Mohlenb.) Yakovlev	Fabaceae – Papi.					X	X
<i>Cybianthus gardneri</i> (A. DC.) G. Agostini	Myrsinaceae					X	X
<i>Miconia</i> sp. (linha 2)	Melastomataceae					X	X
<i>Siphoneugena densiflora</i> O. Berg	Myrtaceae					X	X
<i>Diospyros hispida</i> A.DC.	Ebenaceae	X					
Indeterminada V	-	X					
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae		X				
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	Araliaceae			X			
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Standley	Bignoniaceae			X			
<i>Miconia punctata</i> (Desr.) A. DC.	Melastomataceae			X			
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae				X		
Indeterminada VI	-				X		
Indeterminada VII	-				X		
<i>Leandra melastomoides</i> Raddi	Melastomataceae				X		
<i>Macropeplus ligustrinus</i> (Tul.) Perkins	Monimiaceae				X		
<i>Myrcia</i> sp.	Myrtaceae				X		
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae						X
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Bignoniaceae						X
<i>Symplocos mosenii</i> Brand	Symplocaceae						X
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae						X
TOTAIS		75	75	73	79	77	86

O número de espécies arbóreas amostradas nos respectivos inventários foi de: 75 (1983 e 1986); 73 (1989); 79 (1997); 77 (2002) e 86 (2007) (Tabela 1.1). Apesar do aumento do número de espécies a riqueza mostrou-se ainda inferior àquelas citadas para Matas de Galeria com perturbação reduzida no DF: Silva Júnior (2004) amostrou na Mata de Galeria do Taquara (IBGE) com 110 espécies; Oliveira & Felfili (2008) na Mata do Gama (FAL), 108 espécies e Braga & Rezende (2007) Mata do Catetinho, 93 espécies. Para a Mata de Galeria do Pitoco (IBGE) perturbada por dois incêndios, 1994 e 2005, Parca (2007) amostrou 80 espécies, um ano após o incêndio de 2005; esta foi a menor riqueza anotada para a mata.

A ocorrência de fogo pode resultar na lenta recuperação da riqueza em espécies (Uhl *et al.* 1988, Nepstad *et al.* 1996). Saldarriaga *et al.* (1988) mostraram que, após corte e queima, foram necessários 40 anos para o retorno de níveis similares de riquezas em florestas da bacia do Rio Negro, na Venezuela e Colômbia. Da mesma forma, na Costa Rica, Guariguata *et al.* (1997) observaram que, 18 anos após pastagem moderada, não foi tempo suficiente para o retorno da riqueza em espécies com DAP \geq 10 cm. No Brasil, na Floresta Ombrófila Densa Montana situada na Reserva Florestal do Morro Grande, Coita, SP, Catharino *et al.* (2006) observaram que somente após cerca de 90 anos do término das atividades de manejo na área, muitos aspectos estruturais e florísticos das áreas secundárias parecem ter se tornado similares a áreas de florestas mais antigas à medida que a sucessão progrediu.

Na Mata de Galeria do Capetinga a invasão por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* e da gramínea nativa *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll pode estar afetando a restauração da riqueza. O capítulo IV mostra as diferenças no estabelecimento de plântulas de espécies nativas nestas áreas, além do que Felfili (2000) já sugeria que estas invasões iriam influenciar a recuperação do ambiente na Mata do Capetinga. Sevilha (1999), trabalhando na Mata de Galeria do Capetinga, observou diminuição do número de espécies da regeneração natural em locais em que a densidade da gramínea do gênero *Ichnanthus* era maior.

Variação na composição florística na comunidade da Mata do Capetinga foi evidenciada pela ocorrência de apenas 52 (46,4%), do total de 112 espécies amostradas no período. Por outro lado, Oliveira & Felfili (2008), na Mata de Galeria do Gama, não perturbada e inserida na mesma bacia hidrográfica que a mata em estudo, observaram que 83% das espécies ocorreram em todos os inventários ao longo de 19 anos de estudos.

No Capetinga, a comparação dos inventários de 1983 x 2007 mostrou 62 espécies (55,4%) comuns. Algumas destas não foram registradas no período entre estes dois levantamentos: *Casearia sylvestris*, *Jacaranda puberula*, *Symplocos mosenii* e *Zanthoxylum rhoifolium* (Tabela 1.1). Essas espécies também colonizam o Cerrado sentido restrito e o Cerradão e, principalmente, as bordas das

Matas de Galeria, onde as trocas florísticas são mais dinâmicas. As mudanças dinâmicas nos cursos de córregos e rios modificam o regime hídrico nas suas margens. Assim, a vegetação vizinha pode ficar sujeita a maior umidade e ser colonizada por espécies da mata. Na outra margem pode ocorrer o inverso. Desta forma, pode ser entendida a rara ocorrência de espécies do Cerrado sentido restrito em meio às Matas de Galeria. Felfili (1997b) encontrou espécies de Cerrado sentido restrito estabelecendo-se dentro da Mata de Galeria do córrego do Gama, no Distrito Federal. Pinheiro & Monteiro (2009) também registraram a ocorrência de espécies arbóreas savânicas no interior da floresta estacional semidecidual do Jardim Botânico Municipal de Bauru, São Paulo, o que segundo os autores indicou a influência da savana florestada contígua, no mecanismo de sucessão secundária florestal.

As espécies *Chrysophyllum* sp., Indeterminada I, Indeterminada II, *Luehea paniculata*, *Psychotria* sp., *Solanum* sp. e *Vismia* sp. foram registradas somente nos inventários de 1983, 1986 e 1989 (Tabela 1.1). Apesar das espécies Indeterminada II e *Psychotria* sp., que contiveram 25 e 19 indivíduos em 1983, respectivamente, e depois ocorreram com baixos valores de densidade e desapareceram em 1997, todas as outras espécies também ocorreram com baixos valores de densidade ($n \leq 6$ ind./ha.) nos períodos, estando assim vulneráveis ao processo de “extinção local”, principalmente após evento de fogo na área. Pinto (2002) também encontrou “extinção local” para espécies com baixa densidade na floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães no Mato Grosso.

Foram exclusivas dos inventários de 1997, 2002 e 2007 as espécies *Aegiphila intergrifolia*, *Calypthranthes clusiaefolia*, *Faramea hyacinthiana*, *Luehea divaricata*, *Miconia cuspidata*, *Micropholis venulosa*, *Myrcia rostrata*, *Myrcia sellowiana*, *Ocotea aciphylla*, *Persea fusca* e *Sloanea monosperma* (Tabela 1.1). Assim, pode-se observar que, dez anos após fogo de 1987, houve incremento de 11 espécies arbóreas ($DAP \leq 5$ cm) na área, que possivelmente foram recrutadas após maior heterogeneidade ambiental provocada pelo distúrbio, como sugerido por Deslow (1985). Exceto *L. divaricata* e *S. monosperma* todas as outras espécies são tolerantes à sombra.

Por outro lado, algumas espécies foram registradas em apenas um levantamento. *Diospyros hispida* e Indeterminada V foram encontradas somente no inventário de 1983, onde estavam concentradas em parcelas localizadas mais na borda da mata. *Cariniana estrellensis* foi encontrada apenas em 1986, em parcelas localizadas no meio da mata. *Dendropanax cuneatus*, *Miconia punctata* e *Handroanthus ochraceus* foram registradas somente em 1989. As espécies *Ficus* sp., *Leandra melastomoides*, *Macropelplus ligustrinus*, *Myrcia* sp., Indeterminadas VI e VII foram encontradas no inventário em 1997 (Tabela 1.1). De modo geral todas ocorreram com baixos

valores de densidade ($n \leq 3$ ind./ha), exceto *Diospyros hispida*, com 5 ind./ha.

No geral, 26 espécies desapareceram da área amostrada no período de 24 anos de monitoramento, das quais 12 estiveram presentes em um único levantamento (Tabela 1.1). Geralmente a entrada e saída de espécies nos estudos de dinâmica realizados em florestas tropicais estão relacionadas às espécies menos abundantes ou raras na área (Kellman *et al.* 1998), que de fato aconteceu na Mata do Capetinga, onde todas as espécies eventuais ocorreram com baixos valores de densidade ($n \leq 6$ ind./ha.). Hubbel & Foster (1992) e Kellman *et al.* (1998) documentaram a extinção local de espécies raras em florestas tropicais e Matas de Galeria perturbadas por fogo. Kellman *et al.* (1998) usaram o termo “pseudo-extinção” para as espécies que persistiram na comunidade como juvenis, no banco de sementes ou plântulas, abaixo do tamanho mínimo de inclusão nos inventários.

No presente trabalho *Xylopia sericea* e *Campomanesia velutina* desapareceram do estrato adulto nos inventários realizados em 2002 e 2007, porém foram registradas em baixa densidade nas categorias da regeneração natural em 2007. Neste caso, *X. sericea* apresentou três mudas e três arvoretas enquanto *C. velutina* apresentou um indivíduo na categoria arvoreta. As arvoretas representam indivíduos maiores que 1 m de altura e com DAP < 5 cm, considerados estabelecidos na área, situação essa que sugere retorno de seus indivíduos à comunidade adulta em futuro próximo se esta permanecer livre de grandes perturbações.

3.3.2. Diversidade florística

A diversidade de espécies estimada pelo índice de Shannon-Winner (H') para todos os levantamentos variou entre 3,40 nats ind⁻¹ em 1986 a 3,73 nats ind⁻¹ em 2007 (Tabela 1.2). Os valores apontam para alta diversidade biológica em todos os anos de inventário e são considerados representativos do padrão de diversidade conhecido para as Matas de Galeria do Brasil Central (Felfili 1997a, 2000). Os altos valores observados se dão em função dos mosaicos de áreas abertas e fechadas provenientes da ação do fogo, que cria espaços de nichos diferenciados, possibilitando a coexistência de grande número de espécies com diferentes requerimentos de luz (Kellman & Meave 1997). Conforme apontado também por Oliveira-Filho *et al.* (2004), o fogo atua como um possível agente de incremento de heterogeneidade ambiental, provocador de uma maior diversidade vegetal. Além disso, o fato da porção da mata estudada estar inserida dentro de uma Área de Proteção Ambiental e a consequente possibilidade das populações vegetais não estarem isoladas, deve ter colaborado para a manutenção da alta diversidade da área.

Os índices de equabilidade de Pielou (J') foram maiores nos levantamentos com maior diversidade 1997, 2002 e 2007 e apresentaram valores iguais ou superiores a 0,79 para todos os

levantamentos (Tabela 1.2). Os índices de equabilidade verificados em outras matas localizadas no Brasil Central variam de 0,71, para a Mata de Galeria inundável do Riacho Fundo no DF (Guarino & Walter 2005), até 0,90 calculado para a Mata de Galeria do Taquara, também localizada no DF (Silva Júnior 2004), indicando que os resultados de equabilidade do presente estudo se encontram dentro dos limites observados para o mesmo tipo de vegetação na região de estudo. No entanto, os resultados indicam que há concentração de abundância em algumas espécies.

Tabela 1.2. Densidade, riqueza (S), índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e índice Equabilidade de Pielou (J') registrados na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil, durante 24 anos de monitoramento contínuo (1983-2007).

Ano	Densidade (ind ha ⁻¹)	S	H' (nats ind ⁻¹)	J'
1975	Fogo na área			
1983	960	75	3,50	0,81
1986	930	75	3,40	0,79
1987	Fogo na área			
1989	818	73	3,50	0,82
1997	710	79	3,65	0,84
2002	814	77	3,64	0,84
2007	1010	86	3,73	0,84

O teste t de Hutcheson utilizado para avaliar diferenças entre os índices H' para cada ano de amostragem detectou diferenças significativas entre inventários (Tabela 1.3). Para Crow (1980) e Strasberg *et al.* (1995), grandes variações na diversidade de espécies estão frequentemente relacionadas a florestas tropicais sujeitas a grandes distúrbios.

Os menores H' foram verificados nos três primeiros levantamentos (1983, 1986 e 1989), até 14 após incêndio de 1975 e foram estatisticamente diferentes dos valores de diversidade obtidos para os levantamentos de 1997, 2002 e 2007, até 20 anos após o incêndio de 1987 (Tabela 1.3). A abertura de clareiras, após o incêndio de 1987, e a conseqüente colonização por espécies das comunidades vizinhas, ou do banco de sementes pode, em parte explicar os maiores valores de H' anotados para o período de 1997-2007.

Deslow (1985) cita que distúrbios podem aumentar a heterogeneidade espacial e, assim, aumentar a diversidade por diminuir a dominância de uma ou mais espécies. No Capetinga, o aumento na diversidade foi verificado somente 10 anos após o fogo de 1987, com índices de diversidade de Shannon (H') significativamente diferentes (Tabela 1.3). Silva *et al.* (2005) observaram aumento na diversidade de espécies dois anos após fogo em Floresta Estacional Semidecidual em Minas Gerais.

Por outro lado, Wethey (1985) cita que distúrbios também podem reduzir o número de espécies raras, causar extinção local, que pode levar a redução na diversidade da comunidade. Parca (2007) avaliou a Mata de Galeria do Pitoco, na RECOR-IBGE, perturbada por dois incêndios (1994 e 2005) e constatou redução na diversidade local um ano após incêndio ocorrido em 2005.

Tabela 1.3. Comparação do Índice de Diversidade de Shannon & Wiener (H') pelo teste t de Hutcheson ($p < 0,05$; $T_{(tab)} = 1,64$) entre os seis levantamentos realizados na Mata de Galeria do córrego Capetinga, Fazenda Água Limpa, Brasília – Distrito Federal. No canto inferior esquerdo estão os valores de t calculados e no canto superior direito os valores de p. (*ns* = não significativo)

Ano	H'	1983	1986	1989	1997	2002	2007
1983	3,50	-	0,025	<i>ns</i>	0,010	0,010	0,001
1986	3,40	1,974	-	<i>ns</i>	0,001	0,001	0,001
1989	3,50	0,071	-1,800	-	0,010	0,010	0,001
1997	3,65	-2,547	-4,297	-2,490	-	<i>ns</i>	<i>ns</i>
2002	3,64	-2,422	-4,261	-2,362	0,252	-	<i>ns</i>
2007	3,73	-4,232	-6,072	-4,051	-1,275	-1,637	-

3.3.3. Parâmetro fitossociológicos

O ranqueamento para as 5 espécies mais importantes não mostrou grandes variações no período avaliado (Tabela 1.4). As 20 espécies listadas na Tabela 1.4 se alternaram nas 10 primeiras posições em importância nos seis levantamentos realizados no período de 1983 a 2007. Dentre estas, doze, (*Amaioua guianensis*, *Protium heptaphyllum*, *Licania apetala*, *Cryptocaria aschersoniana*, *Nectandra reticulata*, *Salacia elliptica*, *Guatteria sellowiana*, *Gomidesia lindeniana*, *Siparuna guianensis* e *Alibertia macrophylla*) são tolerantes à sombra. As demais são pioneiras ou demandam luz na fase adulta. A presença de espécies tardias neste grupo indica uma fase de transição no desenvolvimento sucessional, como sugerido por Araújo *et al.* (2005). Essa situação está de acordo com o modelo de tolerância sucessional de Connel & Slatyer (1977), onde grupos de espécies vegetais se misturam à medida que o desenvolvimento da floresta avança, causando mudanças graduais na dominância e eventual substituição de espécies. A ocorrência concomitante de espécies, com exigências ambientais distintas entre as mais importantes quanto ao IVI, também foi observado por Lopes *et al.* (2002) e Pinheiro & Monteiro (2009).

Esta realidade foi observada para *Amaioua guianensis*, espécie que alcançou a primeira posição em IVI, DA e ABA em todos os seis levantamentos e mostrou uma tendência de redução contínua no número de indivíduos, 168 (1986) até 93 ind.ha⁻¹ (2007), e área basal, 4,65 (1983) até 2,65 m².ha⁻¹ (2002) (Tabela 1.4). *A. guianensis* é típica de sub-bosque em Matas de Galeria no Brasil Central (Felfili 1993). Seus indivíduos raramente atingem o dossel. Entretanto, é provável que a abertura do dossel em níveis intermediários após o primeiro incêndio em 1975 tenha

favorecido seu sucesso na mata. Esta espécie também coloniza Matas Secas, planas e em encostas, e o Cerradão (Mendonça *et al.* 2008), onde a disponibilidade de luz é frequentemente maior. Resultado semelhante foi encontrado por Parca (2007) na Mata de Galeria do Pitoco, IBGE, onde *Faramea cyanea*, outra espécie da família Rubiaceae de sub-bosque, e também com casca muito espessa, apresentou crescimento expressivo em área basal em resposta a mortalidade de quase 70% das árvores após dois incêndios.

As espécies *Amaioua guianensis*, *Piptocarpha macropoda*, *Protium heptaphyllum*, *Licania apetala* e *Aspidosperma parvifolium* figuraram entre as 10 mais importantes em todos os seis levantamentos e, assim, bem caracterizaram a composição florística na Mata do Capetinga no período 1983 a 2007. Apesar da redução na densidade observada ao longo dos 24 anos, essas espécies ainda predominam no dossel da comunidade e representaram 36,0% do IVI em 2007. Essa condição evidencia substituição dessas espécies no futuro como produto da competição instalada na área.

A redução dos valores de DA e ABA para *A. guianensis* sugere a substituição de espécies no processo natural de sucessão. Entretanto, entre as 20 espécies listadas na Tabela 1.4, nenhuma aumentou continuamente no período. No geral, houve redução no número de indivíduos de parte do grupo de espécies tolerantes à sombra: *Protium heptaphyllum*, *Nectandra reticulata*, *Guatteria sellowiana* e *Alibertia macrophylla*, e aumento no grupo de espécies intolerantes: *Ouratea castaneaefolia*, *Cecropia pachystachia*, *Inga alba* e *Sclerolobium paniculatum*. Os valores crescentes nos índices de diversidade H' no período sugerem o refinamento da distribuição dos espaços na mata possibilitando a entrada de outras espécies, regulando, assim, a população de *A. guianensis*.

Protium heptaphyllum, *L. apetala*, *S. elliptica* e *C. pachystachia* mantiveram seu destaque na comunidade devido ao relativo equilíbrio entre seu número de indivíduos (DA) e sua área basal (ABA) ao longo dos anos. A Tabela 1.4 mostra que *P. heptaphyllum* alcançou a 3ª posição em DA e a 5ª em ABA, tal qual *L. apetala* com a 5ª e 4ª posições em DA e ABA, respectivamente. Destas espécies *S. elliptica* foi considerada ocasional e as demais comuns em Matas de Galeria no DF (Silva Júnior 2001). *C. pachystachia* é típica espécie pioneira e ocorre onde quer que haja clareiras. *P. heptaphyllum* coloniza as áreas mais úmidas em Matas de Galeria (Schiavini *et al.* 2001). Já *L. apetala* ocorre nas bordas de Matas de Galeria como também em Matas Secas e no Cerradão (Silva Júnior & Pereira 2009).

Tabela 1.4 - Ranqueamento do índice de valor de importância - IVI (a), densidade absoluta – DA (b) e área basal absoluta – ABA (c) para as 20 espécies que se alternaram nas 10 primeiras posições em IVI nos seis levantamentos realizados na Mata de Galeria do córrego Capetinga na Fazenda Água Limpa, Brasília, Distrito Federal. (onde: R = ranqueamento)

Espécies	IVI (a)							DA (b)							ABA (c)						
	1983	1986	1989	1997	2002	2007	R	1983	1986	1989	1997	2002	2007	R	1983	1986	1989	1997	2002	2007	R
<i>Amaioua guianensis</i>	1	1	1	1	1	1	1	162	168	150	108	100	93	1	4,65	3,57	3,16	2,90	2,65	2,76	1
<i>Piptocarpha macropoda</i>	2	2	2	2	2	2	2	103	119	77	55	72	66	2	1,38	1,18	0,75	0,39	0,53	0,57	7
<i>Protium heptaphyllum</i>	3	3	3	3	3	6	3	58	64	46	39	39	45	3	0,98	1,04	0,95	1,08	0,96	1,14	5
<i>Licania apetala</i>	4	4	4	5	7	9	4	34	39	33	34	32	32	5	1,03	1,12	0,88	1,15	1,04	1,13	4
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	6	7	7	10	10	13	5	26	22	23	15	16	14	11	1,27	4,80	1,12	0,85	1,02	0,92	2
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	8	25	5	6	6	5	6	17	17	20	19	25	35	8	1,09	0,14	1,23	1,20	1,20	1,60	3
<i>Nectandra reticulata</i>	7	11	12	8	11	15	7	20	14	13	16	15	15	15	1,06	0,56	0,66	1,02	0,85	0,79	6
<i>Salacia elliptica</i>	5	5	42	4	4	8	8	36	35	4	35	35	38	6	0,69	0,63	0,09	0,99	0,91	0,95	8
<i>Cecropia pachystachia</i>	17	6	15	16	8	4	9	22	46	29	20	48	76	4	0,13	0,18	0,17	0,15	0,23	0,39	14
<i>Tapirira guianensis</i>	12	8	8	12	17	11	10	19	20	19	13	15	25	12	0,53	0,59	0,85	0,59	0,48	0,63	9
<i>Guatteria sellowiana</i>	11	18	10	7	13	18	11	24	16	23	25	19	17	9	0,48	0,36	0,52	0,69	0,59	0,55	11
<i>Inga alba</i>	24	32	23	18	5	3	12	14	18	12	16	49	68	7	0,22	0,18	0,19	0,22	0,30	0,57	13
<i>Gomidesia lindeniana</i>	16	9	11	20	23	29	13	19	20	19	13	15	25	13	0,16	0,29	0,32	0,17	0,16	0,17	14
<i>Pouteria ramiflora</i>	28	35	9	9	12	16	14	11	7	26	19	19	20	14	0,13	0,08	0,46	0,56	0,53	0,47	12
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	26	34	17	13	9	10	15	13	14	14	12	17	22	16	0,10	0,34	0,35	0,65	0,96	1,23	10
<i>Ouratea castaneaefolia</i>	20	10	22	28	41	54	16	17	17	12	7	4	4	19	0,16	0,62	0,14	0,15	0,06	0,05	16
<i>Siparuna guianensis</i>	35	47	51	25	14	7	17	8	7	3	11	29	64	10	0,04	0,02	0,07	0,03	0,09	0,19	18
<i>Alibertia macrophylla</i>	10	17	39	39	45	61	18	31	19	7	5	5	3	17	0,43	0,13	0,03	0,02	0,02	0,01	19
<i>Maytenus robusta</i>	28	22	6	*	69	73	19	13	17	31	*	1	1	18	0,19	0,27	0,65	*	0,03	0,03	17
Indeterminada II	9	46	45	76	*	*	20	25	3	4	1	*	*	20	0,50	0,03	0,03	0,03	*	*	19

Aspidosperma parvifolium, *C. aschersoniana*, *N. reticulata* e *T. guianensis* foram importantes no período principalmente pela suas ABAs. Este fato pode ser ilustrado pelo desempenho da primeira espécie, que contribuiu com a 11ª DA e com a 2ª ABA para a comunidade.

Piptocarpha macropoda destacou-se principalmente pela contribuição do número de indivíduos amostrados (DA). Esta é espécie pioneira que se torna abundante após abertura de clareiras (Felfili 1994, 1997b). Assim, apesar da alta mortalidade (35,3%) registrada para a espécie após o fogo, esta foi compensada pelo grande aumento na densidade de mudas da regeneração natural após incêndio. O número de mudas aumentou de 568 ind./ha⁻¹ (1983) para 3.222 ind./ha⁻¹ (1989) após o incêndio e, a abertura de novas clareiras foi responsável pelo aumento da densidade de *P. macropoda* (Oliveira & Felfili 2006).

Inga alba, *Gomidesia lindeniana*, *Pouteria ramiflora*, *Sclerolobium paniculatum*, *Ouratea castaneaefolia*, *Siparuna guianensis*, *Alibertia macrophylla*, *Maytenus robusta* e Indeterminada II figuraram apenas uma ou duas vezes entre as dez mais importantes. Apenas as observações em prazo mais longo possibilitarão a interpretação de seu desempenho na Mata do Capetinga.

Destas espécies, *S. guianensis* foi amostrada também na regeneração natural com mudas e arvoretas em todos os inventários realizados na Mata do Capetinga (1983-2007), especialmente no período de 1983 a 1989 quando apresentou densidade elevada (Oliveira & Felfili 2006); fato que pode ter resultado na sua 7ª posição em IVI em 2007.

Mudanças positivas e negativas na posição hierárquica das espécies já foram identificadas em outras comunidades vegetais (Werneck *et al.* 2000, Silva *et al.* 2005), inclusive em trabalhos realizados em florestas ripárias não perturbadas (Felfili 1994, Bertani *et al.* 2001, Pinto 2002, Braga & Rezende 2007). Pinto (2002) sugeriu que mudanças negativas na posição hierárquica levam a queda na participação das espécies na estrutura na comunidade, que se dá por redução na densidade ou área basal, através do balanço negativo entre recrutamento e mortalidade. Assim, mesmo na ausência de grandes distúrbios naturais ou antrópicos, Felfili (1994) admitiu que mudanças nas posições hierárquicas indicaram que a estrutura fitossociológica na comunidade vegetal é dinâmica e que a importância das espécies varia ao longo do tempo. Fato que raramente é amplamente compreendido.

Pode-se verificar, a partir do balanço realizado entre a densidade das 10 espécies de maior IVI tolerantes à sombra x intolerantes (Figura 3.1), que as maiores diferenças foram encontradas em: 1983, oito anos após o incêndio em 1975, 163 árvores a mais para o grupo das espécies tolerantes à sombra e, em 1997, 10 anos após o segundo incêndio em 1987, 143 árvores a mais para o grupo das espécies tolerantes à sombra. No entanto, nos inventários realizados em 2002 e 2007, 15 e 20 anos após o fogo, respectivamente, observa-se que a diferença entre os grupos é menor, indicando que houve aumento no número de indivíduos do grupo das espécies intolerantes à sombra

(Figura 3.1). Essa situação sugere que após o incêndio de 1987, houve recrutamento de indivíduos de espécies de início de sucessão, e estes possivelmente, somente foram recrutados para a comunidade arbórea adulta no período de 2002-2007, considerando incremento diamétrico médio para a maioria das espécies de Matas de Galeria de 0,30 cm.ano⁻¹ e de 0,50 cm.ano⁻¹ para aquelas de crescimento rápido como as pioneiras, *Cecropia pachystachia*, *Copaifera langsdorffii*, *Inga alba*, *Piptocarpha macropoda* e *Sclerolobium paniculatum* (Felfili 2000). Dessa maneira, o fogo na Mata do Capetinga promoveu aumento em densidade de espécies pioneiras intolerantes à sombra, enquanto diminuiu as tolerantes à sombra. Na ausência de maiores distúrbios a habilidade competitiva das espécies intolerantes deve diminuir e, assim, favorecer as espécies de estágio sucessional tardio conforme proposto Noble & Slatyer (1981).

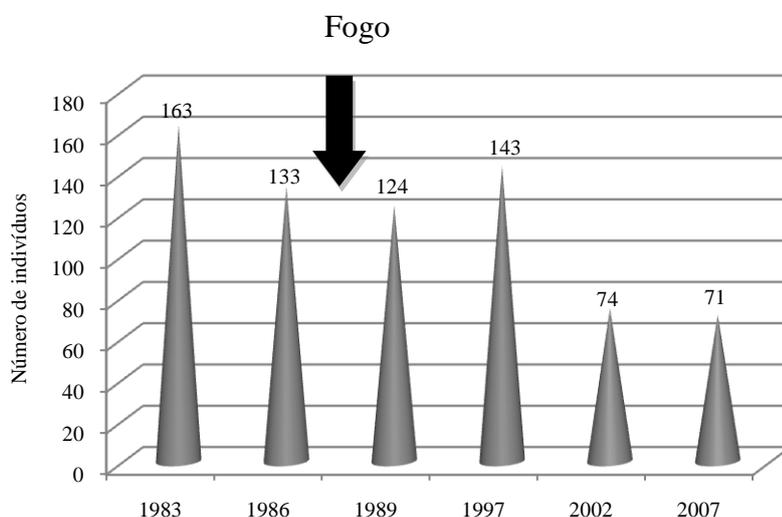


Figura 3.1. Superioridade no número de indivíduos das espécies tolerantes à sombra em relação ao grupo das espécies intolerantes entre as dez espécies de maior IVI no período de 24 anos (1983-2007) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.

Na maioria dos casos, em Matas de Galeria o fogo superficial não atinge grandes proporções, queima a matéria orgânica depositada no solo, chamusca os troncos e mata as folhas nas copas das árvores. Nestes casos são frequentes as rebrotas de raízes que ainda permaneceram vivas. Em outros casos, o fogo pode ser subterrâneo, mais demorado e mais danoso, provoca a morte das raízes de adultos e recrutadas. Assim, a maior abertura do dossel pode ocorrer anos mais tarde com a queda das árvores mortas que finalmente perdem sua estabilidade. Estas quedas de árvores matam ou provoca danos físicos em árvores menores em processo de colonização na área. O resultado é a maior abertura do dossel que, por fim, possibilita a colonização por pioneiras.

Na Mata de Galeria do Capetinga, as espécies pioneiras como *P. macropoda*, *I. alga*, *C. pachystachia* e *S. paniculatum* figuraram entre as de maior IVI em 2007. De maneira oposta, Felfili (1994) registrou a maturidade na Mata de Galeria do Gama em função da ausência de espécies

pioneiras, como *Cecropia pachystachia*, no grupo das espécies mais importantes. No mesmo sentido, Werneck *et al.* (2000), observaram que após proteção contra o fogo, ocorreu o declínio significativo de espécies adultas pioneiras na Floresta Decídua em Minas Gerais. Dessa forma, no Capetinga, os incêndios registrados na Mata de Galeria do Capetinga em 1975 e 1987, podem ter ocasionado a abertura do dossel e favorecido condições para a colonização e desenvolvimento de espécies de início de sucessão.

Diferenças na mortalidade de árvores após passagem de fogo podem ser entendidas em função de algumas características do fogo em Matas de Galeria e dos diferentes níveis de resistência das espécies ao evento. No Capetinga (Tabela 1.2), tal qual nas Matas de Galeria do Pitoco (Parca 2007), Monjolo e Taquara (M.C. Silva Júnior, dados não publicados) todas situadas na RECOR-IBGE, o fogo reduziu principalmente o número de indivíduos nas classes de menor diâmetro (5-10 cm). Mesmo assim não ocorreu redução significativa no número de espécies nesse período. Em 1986 havia 75 espécies, após o incêndio em 1987 foi registrada, em 1989, eliminação de oito espécies (11%) e a inclusão de seis (8%), além da redução nas populações de 24 espécies (32%) e aumento nas populações de 23 espécies (31%). Com exceção de *Aspidosperma discolor*, todas as espécies eliminadas no período estudado apresentavam baixa densidade e diâmetros pequenos, o que as tornou particularmente susceptíveis aos efeitos da perturbação.

Para Cochrane & Schulze (1999), o efeito do fogo na seleção de espécies ou grupo de espécies mais resistentes é questão fundamental para o entendimento da relação fogo versus composição florística. Para Cochrane (2000) a espessura da casca das espécies é a principal defesa contra queimadas em floresta tropical. Assim, alterações na espessura e composição das cascas dos troncos podem explicar algumas diferenças nos processos de mortalidade e sobrevivência das espécies ao fogo ocorrido na Mata do Capetinga.

A espécie *Amaioua guianensis* apresentou redução de sua densidade após passagem do fogo. Comportamento similar, foi encontrado para essa espécie por Ivanauskas *et al.* (2003) em Floresta Tropical sempre verde no alto do Rio Xingu no Mato Grosso, após incêndio. Para Felfili (1997a) *A. guianensis* possui casca fina friável vulnerável ao fogo. Estes e outros exemplos podem ser visualizados na Figura 3.2. O padrão de casca fina é encontrado também nas espécies *Piptocarpha macropoda*, *Protium heptaphyllum* e *Salacia elliptica* (Felfili 1993, 1997b,c) que também apresentaram redução de densidade após o fogo na Mata do Capetinga. Por outro lado, *Licania apetala* e *Nectandra reticulata* que possuem ritidoma mais espesso (Sevilha 1999, Silva Júnior, M.C. comunicação pessoal), apresentaram pouca variação em densidade no período. *Pouteria ramiflora* também com ritidoma mais espesso (Sevilha 1999, Silva Júnior, M.C. comunicação pessoal) apresentou aumento em densidade no período, o que levou a posição de destaque na estrutura da mata.

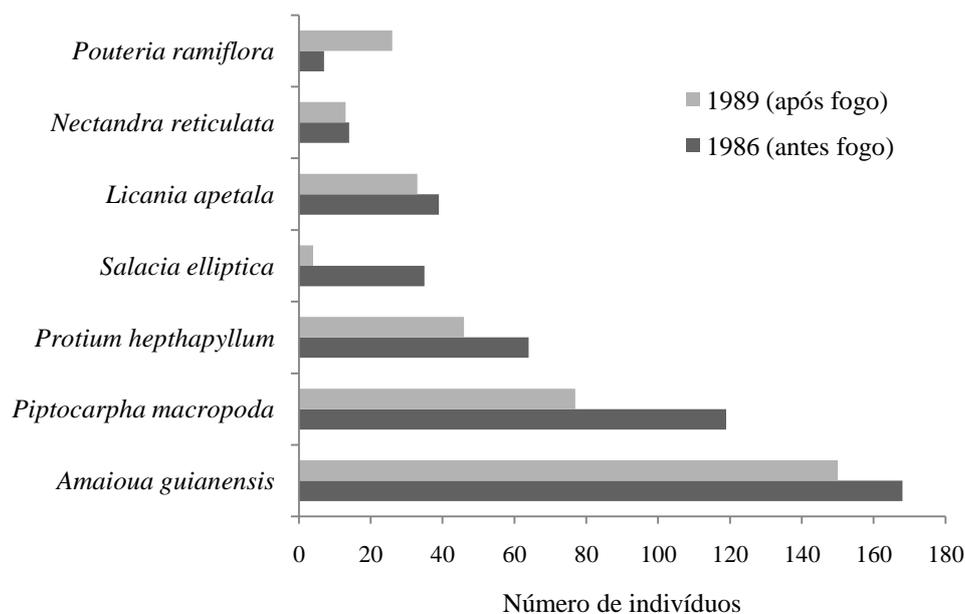


Figura 3.2. Densidade de algumas espécies registradas antes (1986) e após (1989) o fogo na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.

3.3.4. Distribuição em classes de diâmetro

Em todos os períodos analisados, a distribuição em classes de diâmetro mostrou curva em “J-reverso” (Figura 3.3) típica de formações florestais auto-regenerantes onde árvores de porte menor representam a grande maioria dos indivíduos (Meyer *et al.* 1961). Este resultado indicou que apesar dos distúrbios na comunidade o recrutamento foi contínuo ao longo das sucessivas classes diamétricas. Esse padrão também foi encontrado em muitos trabalhos conduzidos em floresta tropical (Felfili 1995, 1997c, Werneck *et al.* 2000, Nóbrega *et al.* 2001, Pinto 2002, Oliveira-Filho *et al.* 2004, Silva Júnior 2004, Marín *et al.* 2005, Pinheiro & Monteiro 2009, Silva *et al.* 2009). Como em outras fitofisionomias florestais, o elevado número de indivíduos encontrados nas duas menores classes diamétricas da Mata de Galeria do Capetinga ao longo do período de estudo (Figura 3.3), é importante indicativo sobre a capacidade de resiliência da floresta, pelo estabelecimento de indivíduos arbóreos de menor porte (Pinto *et al.* 2005). Além da disponibilidade de indivíduos em diversos graus de desenvolvimento que provêm a substituição das eventuais perdas nas classes de maior diâmetro. Segundo Barbour *et al.* (1980) esse comportamento também sugere grande probabilidade das florestas se sustentarem ao longo do tempo.

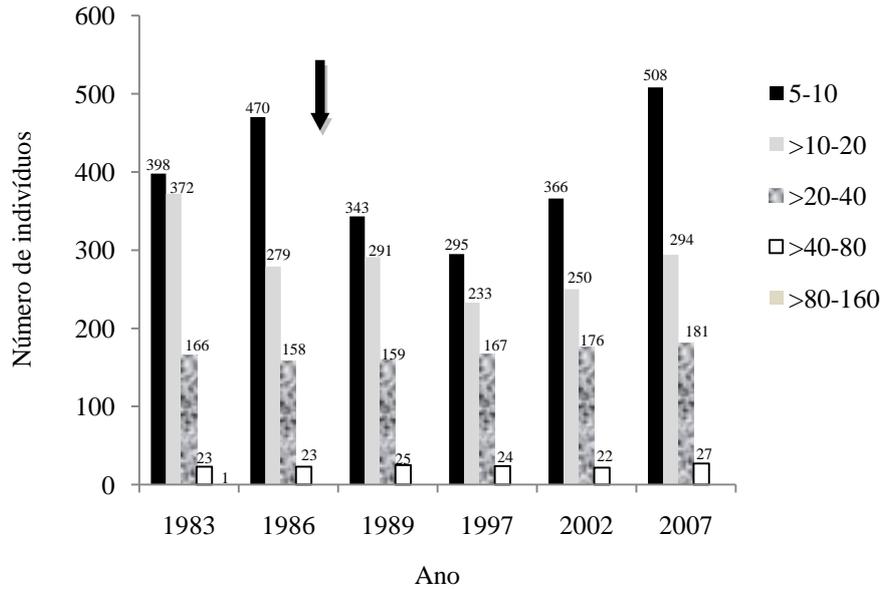


Figura 3.3. Distribuição da densidade dos indivíduos arbóreos ($DAP \geq 5$ cm) em classes de diâmetro inventariados em 100 parcelas de 10 x 10 m nos anos de 1983, 1986, 1989, 1997, 2002 e 2007 na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília – DF, Brasil. A seta indica ocorrência de fogo na área.

O maior desequilíbrio nas curvas (Figura 3.3) está anotado pelo menor número de indivíduos menores para os anos de 1983, oito anos após o incêndio em 1875, e para 1989 e 1997, respectivamente dois e 10 anos após os incêndios ocorridos em 1987. O pequeno número de indivíduos menores registrados em 1983 pode ser reflexo do fogo ocorrido em 1975 que frequentemente mata árvores mais finas, assim como o fogo de 1987 que contribuiu para o menor número de indivíduos em 1989 e 1997. Segundo Schiavini *et al.* (2001), as perturbações ocorridas na floresta ficam impressas na estrutura populacional que são refletidas na distribuição diamétrica da comunidade. Assim, na Mata de Galeria do Capetinga os desequilíbrios detectados nas distribuições dos diâmetros em alguns inventários, podem ser resultantes da influência de perturbações, como o fogo, que ocorreram na área de estudo, nos últimos 24 anos.

3.3.5. Dinâmica da comunidade

Vide Anexo G.

3.4. Conclusões

- Os distúrbios por fogo e a subsequente sucessão secundária na Mata de Galeria do córrego Capetinga resultaram em variação da composição florística durante os 24 anos de estudo, pois somente 46,4% do total de espécies registradas na área estiveram presentes em todos os seis inventários realizados.
- O índice de diversidade (H') aumentou ao longo do período avaliado. O fogo, apesar de ter reduzido o número de indivíduos parece ter sido o responsável pela criação de nichos diferenciados que foram ocupados por novas espécies durante o período.
- A estrutura fitossociológica da Mata do Capetinga, ao longo do período estudado, não apresentou mudanças significativas entre os períodos avaliados. Ou seja, apenas 20 espécies se alternaram entre as 10 mais importantes e cinco espécies sempre se destacaram como as mais importantes na comunidade durante o período de monitoramento, a saber: *Amaioua guianensis*, *Piptocarpha macropoda*, *Protium heptaphyllum*, *Licania apetala* e *Aspidosperma parvifolium*. O fogo, aparentemente de intensidade intermediária, provocou mudanças na composição florística e na estrutura de suas populações, possibilitando que a comunidade respondesse continuamente rumo ao estabelecimento de novas situações de equilíbrio.
- A presença de espécies pioneiras como *Piptocarpha macropoda*, *Inga alga*, *Cecropia pachystachia* e *Sclerolobium paniculatum* entre as dez espécies de maior IVI na Mata do Capetinga em 2007 é indicador de perturbação na área como, por exemplo, os incêndios que ocorreram no passado e favoreceram a colonização de espécies de início de sucessão.
- É possível sugerir que os processos sucessionais na Mata do Capetinga rumam à estabilidade. A proteção da Mata do Capetinga de eventos futuro de fogo e demais atividades antrópicas é imprescindível para o avanço desses processos, além de plano de manejo adequado para controlar a expansão das espécies, *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus* que apresentam comportamento invasor na área de estudo.

3.5. Agradecimentos - Os autores agradecem ao funcionário Sr. Newton Rodrigues e aos vários estudantes de Engenharia Florestal (UnB) pela ajuda nas coletas de dados no campo. A CAPES pela concessão da bolsa de estudo à primeira autora e financiamento de parte da pesquisa - Edital Pró-equipamentos/2007. Ao CNPq pela bolsa de produtividade em pesquisa para os demais autores e pelo apoio ao projeto junto ao Programa PELD e PIBIC.

Referências bibliográficas

- APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society* 141:399-436.
- ARAÚJO, M.M., TUCKER, J.M., VASCONCELOS, S.S., ZARIN, D.J., OLIVEIRA, W., SAMPAIO, P.D., RANGEL-VASCONCELOS, L.G., OLIVEIRA, F.A., COELHO, R.F.R., ARAGÃO, D.V. & MIRANDA, I. 2005. Padrão e processo sucessionais em florestas secundárias de diferentes idades na Amazônia oriental. *Ciência Florestal* 15:343-357.
- BAKER, P.J., BUNYAVEJCHEWIN, S., OLIVER, C.S. & ASHTON P.S. 2005. Disturbance history and historical stand dynamics of a seasonal forest in western Thailand. *Ecological Monographs* 75:317-343.
- BARBOUR, M.G., BURK, J.H. & PITTS, W.D. 1980. *Terrestrial plant ecology*. Menlo Park: The Benjamin Cumming Publishing Company inc. Califórnia.
- BERTANI, D.F., RODRIGUES, R.R., BATISTA, J.L.F. & SHEPHERD, G.J. 2001. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. *Revista Brasileira de Botânica* 24:11:23.
- BOND, W.J. & MIDGLEY, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution* 16:45-51.
- BRAGA, F.M.S. & REZENDE, A.V. 2007. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília-DF. *Cerne* 13:138-148.
- CASTELLANI, T.T. & STUBBLEBINE, W. H. 1993. Sucessão secundária inicial em uma mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica* 16:181-203.
- CATHARINO, E.L., BERNACCI, L.C., FRANCO, G.A.D.C., DURIGAN, G. & METZGER, J.P. 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* 6.
- CLARK, D.A. 1990. The role of disturbance in the regeneration of neotropical moist forest. *In* *Reproductive ecology of tropical forest plants* (K.S. Bawa & M. Hedley, eds.). Patheron Publishing Group, Paris, p. 291-315.
- COCHRANE, M.A. 2000. O significado das queimadas na Amazônia. *Ciência Hoje*, nº 157.
- COCHRANE, M.A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 42:913-919.
- COCHRANE, M.A., ALENCAR, A., SCHULZE, M.D., SOUZA, C.M., NEPSTAD, D.C., LEFEBVRE, P. & DAVIDSON, E.A. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamics of closed canopy tropical forests. *Science* 284:1832-1835.
- COCHRANE, M.A. & SCHULZE, M.D. 1999. Fire as a Recurrent Event in Tropical Forests of the Eastern Amazon: Effects on Forest Structure, Biomass, and Species Composition. *Biotropica* 31:2-16.
- CONDIT, R.; HUBBELL, S.P. & FOSTER, R.B. 1995. Mortality rates of 205 Neotropical tree and

- shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs* 65:419-439.
- CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111:1119-1144.
- CROW, T.R. 1980. A rainforest chronicle: a 30-year record of change in structure and composition at El Verde, Puerto Rico. *Biotropica* 12:42-55.
- DENSLOW, J.S. 1985. Disturbance-mediated coexistence of species. *In* The ecology of natural disturbance and patch dynamics (S.T.A. Pickett & P.S. White, eds.). Academic Press, San Diego, p. 307-323.
- EGGELING, W. J. 1947. Observations on the ecology of the Budongo rain forest, Uganda. *Journal of Ecology* 34:20-87.
- FELFILI, J.M. 1993. Structure e dynamics of a gallery forest in Central Brazil. Tese de doutorado. Universidade de Oxford, UK.
- FELFILI, J.M. 1994. Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream in Brasília, DF, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 17:1-11.
- FELFILI, J.M. 1995. Diversity, structure, and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Vegetatio* 117:1-15.
- FELFILI, J.M. 1997a. Comparison of the dynamics of two gallery forests in Central Brazil. *In* Proceedings: International symposium on assessment and monitoring of forests in tropical dry regions with special reference to gallery forests. (J. Imanãs-Encinas. & C. Kleinn, orgs). University of Brasilia. Distrito Federal, p.115-124.
- FELFILI, J.M. 1997b. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Forest Ecology and Management* 91:235-245.
- FELFILI, J.M. 1997c. Dynamics and height distributions of a gallery forest community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Revista Brasileira de Botânica* 20: 55-162.
- FELFILI, J.M. 2000. Crescimento, recrutamento e mortalidade nas matas de galeria do Brasil Central. *In* Tópicos atuais em Botânica (T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter, orgs.). Embrapa, Brasília, p.152-158.
- FELFILI, J.M. & SILVA JÚNIOR, M.C. 1992. Floristic composition, phytosociology and comparison of cerrado and gallery forests at Fazenda Água Limpa, Federal District, Brazil. *In* Nature and dynamics of forest-savanna boundaries. (P.A. Furley.; J.A. Proctor & J.A. Ratter eds.). Chapman & Hall. London, p. 393-415.
- FURLEY, P.A. 1985. Notes on the soils and plant communities of Fazenda Água Limpa (Brasília, DF, Brasil). *University of Edinburgh Occasional publications* 5:138.
- GERWING, J. J. 2002. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 157:131-141.
- GOULART, N. & FELFILI, J.M. 2001. Mudanças temporais na regeneração natural da Mata do

- Capetinga, na Fazenda Água Limpa, DF. Boletim Herbário Ezechias Paulo Heringer 8:66-77.
- GUARIGUATA, M.R., CHAZDON, R.L., DESLOW, J.S., DUPUY, J.M. & ANDERSON, L. 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecology* 132:107-120.
- GUARINO, E.S.G. & WALTER, B.M.T. 2005. Fitossociologia de dois trechos inundáveis de Matas de Galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19:431-442.
- HIGUCHI P., OLIVEIRA-FILHO, A.T., SILVA, A.C., MACHADO, E.L.M., SANTOS, R. M. & PIFANO, D.S. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. *Revista Árvore* 32: 417-426.
- HOLDSWORTH, A.R. & UHL, C., 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Journal of Applied Ecology* 7:713-725.
- HUBBEL, S.P. & FOSTER, R.B. 1992. Short-term dynamics of a neotropical forest: why ecological research matters to tropical conservation and management. *Oikos* 63:48-61.
- IVANAUSKAS, N.M.; MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R.R. 2003. Alterations following a fire in a Forest community of Alto Rio Xingu. *Forest Ecology and Management* 184:239-250.
- KAUFFMAN, J.B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of Eastern Amazon. *Biotropica* 23:219-224.
- KELLMAN, M. & MEAVE, J. 1997. Fire in the tropical gallery forests of Belize. *Journal of Biogeography* 24:23-34.
- KELLMAN, M., TACKABERRY, R. & RIGG, L. 1998. Structure and function in two tropical gallery forest communities: implications for forest conservation in fragmented systems. *Journal of Applied Ecology* 35:195-206.
- KENT, M. & COKER, P. 1992. *Vegetation description and analysis: a practical approach*. J. Willey & Sons, New York.
- KOVACH COMPUTING SERVICE. 2006. MVSP version 3.13 for Windows. United Kingdom.
- LOPES, W.P., SILVA, A.F., SOUZA, A.L. & MEIRA NETO, J.A.A. 2002. Estrutura fitossociológica de um trecho de vegetação arbórea no Parque Estadual do Rio Doce – Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 16:443-456.
- MAGURRAN, E.A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford.
- MARÍN, G.C., NYGARD, R., RIVAS, B.G. & 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.
- MELO, A.C.G. 2007. Incêndios em floresta estacional semidecidual: avaliação de impacto e estudo dos processos de regeneração. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- MENDONÇA, R.C., FELFILI, J.M., WALTER, B.M.T., SILVA JÚNIOR, M.C., REZENDE, A.V.,

- FILGUEIRA, J.S. & NOGUEIRA, P.E. 2008. Flora Vascular do Cerrado. *In* Cerrado: ambiente e flora. (S. M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro eds). Embrapa Informação Tecnológica, 2ª ed. Brasília-DF.
- MEYER, H.A., RECKNAGEL, A.B., STEVENSON, D.D. & BARTOO, R.A. 1961. Forest management. Ronald Press, 2 ed., New York.
- NAKAGAWA, M., TANAKA, K., NAKASHIZUKA, T., OHKUBO, T., KATO, T., MAEDA, T., SATO, K., MIGUCHI, H., NAGAMASU H., OGINO K., TEO, S., HAMID, A.A. & SENG, L.H. 2000. Impact of severe drought associated with the 1997-1998 El Niño in a tropical forest in Sarawak. *Journal of Tropical Ecology* 16:355-367.
- NEPSTAD, D.C., UHL, C., PEREIRA, C.A. & CARDOSO DA SILVA, J. M. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* 76:25-39.
- NIMER, E. 1989. Climatologia do Brasil. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.
- NOBLE, I.R. & SLATYER, R.O. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43:5-21.
- NÓBREGA, M.G.G., RAMOS, A.E. & SILVA JÚNIOR, M.C. 2001. Composição florística e estrutura na Mata de Galeria do Cabeça-de-Veadão no Jardim Botânico de Brasília-DF. *Boletim Herbário Ezechias Paulo Heringer*, 8:44-65.
- OLIVEIRA, A.P. & 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* 31:597-610.
- OLIVEIRA, M.C. & FELFILI, J.M. 2006. Dinâmica da regeneração natural em mata de galeria perturbada por fogo, na Fazenda Água Limpa, DF, em um período de 24 anos. *Boletim Herbário Ezechias Paulo Heringer* 18:65-73.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., CARVALHO, D.A., FONTES, M.A.L., VAN DEN BERG, E., CURI, N. & CARVALHO, W.A.C. 2004. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 27:291-309.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., CURI, N., VILELA, E.A. & CARVALHO, D.A. 1998. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of wood species in a Central Brazilian deciduous dry forest. *Biotropica* 30:362-374.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., CURI, N., VILELA, E.A. & CARVALHO, D.A. 2001. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in southeastern Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 58:139-158.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., MACHADO, E.L.M., DUTRA, G.C., BORGES, L.A.C., COELHO, S.J. & DALANESI, P.E. 2007. Dinâmica do componente arbóreo na floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito em Lavras, MG. *Revista Brasileira de Biociência* 5:852-854.
- PARCA, M.L.S. 2007. Fitossociologia e sobrevivência de árvores na Mata de Galeria do córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE, DF, em 2006, após dois incêndios em 1994 e 2005. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, Distrito Federal.

- PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Inc. San Diego, Califórnia. 472p.
- PINARD, M.A., PUTZ, F.E. & LICONA, J.C. 1999. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. *Forest Ecology and Management* 116:247-252.
- PINHEIRO, M.H.O. & MONTEIRO, R. 2009. Análise estrutural e considerações sobre a dinâmica sucessional de dois fragmentos florestais semideciduais do Jardim Botânico Municipal de Bauru, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 23:968-975.
- PINTO, J.R.R. 2002. Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. Tese de doutorado. Universidade de Brasília, Distrito Federal.
- PINTO, L.V.A., BOTELHO, S.A., OLIVEIRA-FILHO, A.T. & DAVIDE, A.C. 2005. Estudo da vegetação com subsídios para propostas de recuperação das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. *Revista Árvore* 29:775-793.
- PINTO, M.N. 1993. Paisagens do cerrado no Distrito Federal. *In* Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. (M.N. Pinto, ed.). Universidade de Brasília. Brasília-DF.
- SALDARRIAGA, J.G., WEST, D.C., THARP, M.L. & UHL, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology* 76:938-958.
- SANTIAGO, J., SILVA JÚNIOR, M. C., & LIMA, L. 2005. Fitossociologia da vegetação arbórea na mata de galeria do Pitoco (IBGE-DF), seis anos após fogo acidental. *Scientia Forestalis* 67:64-77.
- SCHIAVINI, I., RESENDE, J.C.F. & AQUINO, F.G. 2001. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em matas de galeria e mata mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. *In* Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria (J.F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca & J.C. Souza-Silva, eds.). Embrapa - CPAC, Planaltina, p.267-299.
- SEVILHA, A.C. 1999. Composição e estrutura da Mata de Galeria do Capetinga, na fazenda Água Limpa, Brasília, DF, dez anos após um incêndio acidental. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Distrito Federal.
- SILVA, A.C., VAN DEN BERG, E., HIGUCHI, P., OLIVEIRA-FILHO, A.T., MARQUES, J.J.G.S.M., APPOLINÁRIO, V., PIFANO, D.S., OGUSUKU, L.M. & NUNES, M.H. 2009. Florística e estrutura da comunidade arbórea em fragmentos de floresta aluvial em São Sebastião da Bela Vista, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 32:283-297.
- SILVA JÚNIOR, M. C. 2001. Comparação entre matas de galeria no Distrito Federal e a efetividade do código florestal na proteção de sua diversidade arbórea. *Acta Botanica Brasilica* 15:111-118.
- SILVA JÚNIOR, M.C. 2004. Fitossociologia e estrutura diamétrica da Mata de Galeria do Taquara, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. *Revista Árvore* 28:419-428.
- SILVA JÚNIOR, M.C., NOGUEIRA, P.E. & FELFILI, J.M. 1998. Flora lenhosa das Matas de Galeria no Brasil Central. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 2:57-75.

- SILVA JÚNIOR, M.C. & PEREIRA, B.A.S. 2009. + 100 Árvores do Cerrado, Matas de Galeria – Guia de Campo. Rede de Sementes do Brasil, Brasília, DF.
- SILVA, V.F.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VENTURIN, N.; CARVALHO, W.A.C. & GOMES, J.B.V. 2005. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruma, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19:701-716.
- SOUZA, V.C. & LORENZI, H. 2008. Botânica sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- STRASBERG, D., FALOYA, V. & LEPART, J. 1995. Patterns of tree mortality in an island tropical rainforest subjected to recurrent windstorms. *Acta Oecologica* 16:237-248.
- UHL, C., BUSCHBACHER, R. & SERRÃO, E.A.S. 1988. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76:663–681.
- UHL, C. & KAUFFMAN, J.B. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the Eastern Amazon. *Ecology* 71:437-449.
- VAN DEN BERG, E. 2001. Variáveis ambientais e a dinâmica estrutural e populacional de uma floresta de galeria em Itutinga, MG. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.
- WERNECK, M. S. & FRANCESCHINELLI, E.V. 2004. Dynamics of a dry forest fragment after exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. *Plant Ecology* 174:337-346.
- WERNECK, M.S., FRANCESCHINELLI, E. V. & TAMEIRÃO-NETO, E. 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 23:399-411.
- WETHEY, D.S. 1985. Catastrophe, extinction, and species diversity: a rocky intertidal example. *Ecology* 66:445-456.
- WOODS, P. 1989. Effects of logging, drought, and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica* 21:290-298.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, 4ª ed., New Jersey.

CAPÍTULO 3

FLORÍSTICA E ESTRUTURA NA REGENERAÇÃO NATURAL E NA COMUNIDADE DE ÁRVORES NA MATA DE GALERIA DO CAPETINGA PERTURBADA POR FOGO NO DISTRITO FEDERAL, BRASIL

Maria Cristina de Oliveira

Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, CP 04357 CEP 70919-970 - Brasília, DF. (socristinaoliveira@gmail.com)

Jeanine Maria Felfili (*in memoriam*)

Centro de Referência em Conservação da Natureza e Recuperação de Áreas Degradadas – CRAD, Universidade de Brasília, CP 04474 CEP 70904-970 - Brasília, DF.

Manoel Claudio da Silva Júnior

Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília. Caixa Postal 04357 – Brasília, DF 70919-970. (mcsj@unb.br)

RESUMO - (Florística e Estrutura na Regeneração Natural e na Comunidade de Árvores na Mata de Galeria do Capetinga Perturbada por Fogo no Distrito Federal, Brasil). O ambiente e os processos associados com a dispersão de sementes afetam as comunidades de árvores e sua regeneração. O objetivo deste estudo foi avaliar a similaridade florística entre a regeneração natural (mudas e arvoretas), amostrada em 2007, com a comunidade arbórea avaliada em seis levantamentos: 1983, 1986, 1989, 1997, 2002 e 2007. As árvores foram amostradas em um hectare, distribuído em 100 (10 × 10 m) parcelas permanentes, dispostas em quatro transectos, desde as margens do córrego até a borda da Mata de Galeria do Capetinga, Fazenda Água Limpa – DF (15°56' a 15°59' S e 47°55' a 47°58' W). As arvoretas (altura > 1 m e DAP < 5 cm) e mudas (altura ≤ 1 m e DAP < 5 cm) foram amostradas em sub-parcelas de 5 x 5 m e 2 x 2 m, respectivamente, localizadas no canto esquerdo inferior das parcelas de 10 x 10 m. A similaridade florística entre a regeneração e a comunidade de árvores foi avaliada pelo índice de Sørensen. Distúrbios por fogo foram registrados em 1975 e 1987. Para as árvores em 2007 foram encontradas 45 famílias e 86 espécies, para as arvoretas 39 famílias e 74 espécies e, para mudas, 30 famílias e 52 espécies. O índice de diversidade (H') em 2007 foi, respectivamente, de 3,73, 3,76 e 3,20 nats.ind^{-1} para árvores, arvoretas e mudas. A similaridade de Sørensen entre a regeneração natural e a comunidade arbórea foi baixa em todas as ocasiões comparadas. Este resultado indica instabilidade na composição florística na mata. Diferenças entre as espécies mais importantes em ambos os estratos indicaram supostas mudanças na estrutura fitossociológica do estrato adulto durante o período amostrado. As baixas similaridades florísticas entre a regeneração e a comunidade arbórea foram interpretadas como consequências dos incêndios que aumentaram a variabilidade de nichos no local.

Palavras-chave: Mata de Galeria, fogo, estrato adulto, regeneração natural, similaridade.

ABSTRACT- (Floristic and Structure in the Natural Regeneration and in the Tree Community of the Capetinga Gallery Forest after Fire Disturbance, Federal District, Brazil). Environment and processes associated to seeds dispersal affect trees communities and its regeneration. This study was carried out to evaluate floristic similarities among natural regeneration (saplings and treelets), assessed in 2007, and the tree communities inventoried in six surveys: 1983, 1986, 1989, 1997, 2002 e 2007. Trees were sampled in one hectare, distributed in 100 (10×10m) permanent plots, placed in four transects from the stream margins to the forest-savanna boundaries at the Capetinga gallery forest (15°56' a 15°59' S e 47°55' a 47°58' W) in the Água Limpa Farm. Treelets (height > 1 m and DAP < 5 cm) were sampled in 5 x 5 m subplots within tree plots and saplings (height ≤ 1 m and DAP < 5 cm) in 2 x 2 m subplots within treelets plots. Similarities among regeneration and tree communities were assessed using Sørensen similarity index. Fire disturbance were registered in 1975 and 1987. Trees floristic composition included 45 families and 86 species, treelets showed 39 families and 74 species, and saplings 30 families and 52 species. The H' indices were 3.73, 3.76 and 3.20 nats.ind^{-1} , for trees, treelets and saplings, respectively. Regeneration and tree communities Sørensen similarities values were low in all comparisons during the 24-year period, suggesting gallery forest floristic instability. Differences between the most important species in both strata pointed out changes in the gallery tree phytosociology over time during the survey period. Low floristic similarity among regeneration and tree communities were understood as consequences of fire events which increased local niches variability.

Key words: Gallery Forest, fire, floristic, adult strata, natural regeneration, similarity.

4. FLORÍSTICA E ESTRUTURA NA REGENERAÇÃO NATURAL E NA COMUNIDADE DE ÁRVORES NA MATA DE GALERIA DO CAPETINGA PERTURBADA POR FOGO NO DISTRITO FEDERAL, BRASIL

4.1. Introdução

Conhecer o processo de regeneração natural em Matas de Galeria, paralelamente a estudos florísticos e fitossociológicos ao longo do tempo, pode permitir o entendimento sobre a manutenção da biodiversidade (Felfili 1997), estabilidade e dinâmica (Medeiros *et al.* 2007), além de possibilitar a verificação de possíveis efeitos de perturbações antrópicas nesses processos.

O recrutamento de plântulas varia no espaço e ao longo do tempo, e tais variações podem ser resultado de processos relacionados à dispersão a partir das árvores adultas ou devido a condições do ambiente após dispersão (Connell & Green 2000). Para esses autores, indivíduos adultos podem oscilar na intensidade de floração, frutificação e produção de sementes, através do tempo, enquanto plântulas podem ser afetadas por condições para a sobrevivência e estabelecimento no próprio ambiente, como condições do solo e perturbações como, por exemplo, abertura de clareiras por queda de árvores, competidores, predadores, herbivoria e patógenos que afetam diretamente sua sobrevivência e estabelecimento no próprio ambiente.

Em áreas sujeitas a distúrbios antropogênicos a regeneração natural não segue caminhos previsíveis (Guariguata & Ostertag 2001). Para Pickett & White (1985) os modos de regeneração da floresta, seguida de distúrbios naturais ou antropogênicos, são determinados por interações entre o regime de distúrbio (intensidade, frequência e escala) e a biologia das espécies (história de vida, fisiologia e comportamento), bem como processos ecológicos como predação e herbivoria. Modos de regeneração como rebrotas, banco de plântulas, banco de sementes, ou dispersão de sementes podem influenciar o sucesso ou dominância de espécies na comunidade sucessional (Kennard *et al.* 2002). Para esses autores, os modos de regeneração não determinam somente a sobrevivência através do distúrbio, mas também influenciam o crescimento e sobrevivência seguida do distúrbio.

O potencial regenerativo de espécies arbóreas frequentemente retrata a futura composição da floresta no espaço e no tempo (Henle *et al.* 2004). Para Hartshorn (1980), a presença na regeneração de indivíduos de espécies de árvores dominantes indica que a floresta está em equilíbrio. Já a ausência de indivíduos na regeneração natural dessas espécies é um indicador de instabilidade na comunidade (Richards 1964). Felfili (1997) e Medeiros *et al.* (2007) encontraram alta similaridade florística entre os estratos da regeneração natural e adulto nas comunidades da Mata de Galeria do Gama - DF e Cerrado sentido restrito na Fazenda Água Limpa - DF, que sugeriram equilíbrio dinâmico das comunidades analisadas.

Para Swaine *et al.* (1987) e Felfili (1995), as florestas tropicais livres de grandes perturbações podem ser consideradas estáveis, devido ao balanço entre recrutamento e mortalidade de indivíduos, o que as sustenta próximas da condição de equilíbrio. De fato, perturbações de diversos tipos são habitualmente a principal causa de instabilidade em florestas tropicais, o que inclui fogo, secas extraordinárias, inundações, tempestades, deslizamentos de terra e intervenções humanas (Condit *et al.* 1996, Laurance *et al.* 1998, 2000, Burslem & Whitmore 1999, Gomes *et al.* 2003, Sheil & Burslem 2003, Damasceno- Junior *et al.* 2004).

Existe complexa relação entre a ecologia das plântulas da regeneração natural e a composição de espécies adultas do dossel e, assim, estudos de longo prazo são necessários para revelar a dinâmica desses dois estratos e para elucidar o estado de equilíbrio em florestas (Deb & Sundriyal 2008). Estudos de longo prazo que avaliam o estrato da regeneração natural são poucos, principalmente na floresta tropical secundária (Lang & Knight 1983, Brokaw 1985, Guariguata & Dupuy 1997, Connell & Green 2000, Iriarte & Chazdon 2005, Dupuy & Chazdon 2006, Dupuy & Chazdon 2008), assim como para Matas de Galeria perturbadas no Brasil Central (Goulart & Felfili 2001, Oliveira & Felfili 2006). Infelizmente a grande maioria dos estudos avaliou apenas o estrato arbóreo e raros são aqueles que avaliaram a relação entre regeneração natural e o estrato adulto na floresta tropical (Felfili 1997, Pinto 2002, Alves & Metzger 2006, Salles & Schiavini 2007, Van Breugel *et al.* 2007).

Sendo assim, o presente estudo objetivou: 1) caracterizar a composição florística do estrato de regeneração natural nas categorias mudas e arvoretas e do estrato adulto, amostrado em 2007, na comunidade arbórea da Mata de Galeria do córrego Capetinga, Brasília - DF; 2) verificar a similaridade entre a florística da regeneração natural, em 2007, em relação ao estrato adulto em cada um dos levantamentos realizados na área: 1983, 1986, 1989, 1997, 2002 e 2007; e 3) comparar a estrutura fitossociológica dos estratos de regeneração natural e adulto amostrada em 2007.

Este estudo parte da hipótese que em florestas em equilíbrio existe elevada similaridade florística entre o estrato adulto e o regenerativo ao longo do tempo, mantendo-se assim estável a composição e a estrutura da comunidade.

4.2. Material e métodos

4.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na cabeceira da Mata de Galeria do córrego Capetinga, situada na Fazenda Água Limpa (FAL) no Distrito Federal, localizada a 15°56' a 15°59' S e 47°55' a 47°58' W (Figura 1.3 – página 6). Com área de aproximadamente 40 ha, a mata da cabeceira do córrego Capetinga encontra-se inserida na Zona Nuclear da Reserva da Biosfera do Cerrado, com cerca de 9.000 ha de áreas protegidas.

A mata situa-se sobre solos distróficos, álicos e bem drenados (Furley 1985), topografia plana a suave ondulada, acima de 1.000 m de altitude, com declives inferiores a 8% (Pinto 1993). Segundo a classificação de Köpen o clima da região é do tipo Aw (Nimer 1989). As médias anuais de temperatura e precipitação nos últimos vinte e sete anos (1980-2007) são de 22,1° C (máxima de 27,1° C e mínima de 15,3° C) e 1.439 mm, respectivamente, de acordo com os dados da Estação Meteorológica do Roncador, localizada no IBGE, contígua a área de estudo (Figura 1.2 – página 5).

4.2.2. Histórico do fogo na área

As primeiras referências à queimadas na Mata de Galeria do Capetinga foram feitas por Ratter, em 1976, ao visitar a fazenda Água Limpa (Ratter 1991). Segundo o autor a queimada que ocorreu na estação seca de 1975 pôde ser evidenciada pela carbonização de troncos e ramos caídos na mata. No ano de 1987, um incêndio atingiu novamente a área abrindo diversas clareiras nesta mata e facilitando a propagação da samambaia *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* e da gramínea nativa *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll no interior da mata (Felfili & Silva Júnior 1992).

4.2.3. Amostragem da vegetação

Para amostragem do estrato adulto foram instaladas, em 1983, 100 parcelas permanentes de 100 m² (10 × 10 m), as quais foram distribuídas em quatro transecções dispostas de maneira sistemática, onde a distância entre os transectos é de 150 m, exceto no último, quando a distância foi estabelecida em 300 m. Em 1983, foi realizado o primeiro inventário, onde todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito - DAP ≥ 5 cm foram marcados, medidos e identificados. Os resultados do primeiro inventário encontram-se disponíveis em Felfili & Silva Júnior (1992). Seguiram-se os inventários de 1986, 1989 (Felfili & Silva Júnior 1992; Goulart & Felfili 2001), 1997 (Sevilha 1999), 2002 (V.E. Santos – dados não publicados) e 2007 (este estudo), registrando-se a ocorrência de mortes, incorporando-se os recrutas (novos indivíduos que atingiram o critério de inclusão) e registrando-se as novas medidas das árvores sobreviventes.

Para o estrato da regeneração natural, duas categorias de desenvolvimento foram adotadas conforme Felfili & Silva Júnior (1992): arvoretas, todos os indivíduos maiores que 1 m de altura e DAP < 5 cm foram considerados estabelecidos, e mudas, todos os indivíduos com até 1 m de altura e DAP < 5 cm, sendo estes considerados em fase de estabelecimento. Para isso, no interior de cada parcela de 10 x 10 m foram alocadas no canto esquerdo inferior sub-parcelas de 5 x 5 m para amostragem das arvoretas, e dentro destas foram estabelecidas sub-parcelas de 2 x 2 m para amostragem das mudas (Figura 1.5 – página 10). Para as categorias de arvoretas e mudas foram tomadas somente medidas de altura e anotadas a identificação botânica.

As identificações botânicas foram feitas tanto no campo, como por meio de comparações com amostras depositadas no Herbário da Universidade de Brasília (UB) e com auxílio de especialistas. Para cada espécie, sinonímias recentes foram checadas na Flora Vascular do bioma Cerrado (Mendonça *et al.* 2008). O sistema de classificação das famílias seguiu o Angiosperm Phylogeny Group II (APG II 2003) conforme Souza & Lorenzi (2008).

Para este estudo foram desconsideradas as espécies sem identificação taxonômicas em nível de espécie ao longo dos períodos analisados, de modo que foram excluídas da análise cinco espécies em 1983, que representaram 7% do total e que contiveram 37 indivíduos (3,85% do total); duas espécies em 1986, que representaram 3% do total e que contiveram 4 indivíduos (0,43% do total); quatro espécies em 1989, que representaram 6% do total e que contiveram 30 indivíduos (3,67% do total); e duas espécies em 1997, que representaram 2,50% do total e que contiveram 3 indivíduos (0,42% do total).

Para avaliar a diversidade florística foi calculado o índice de diversidade de Shannon & Wiener (H'), para os estratos da regeneração e adulto no ano de 2007. Segundo Magurran (2004) o índice H' , que é sensível às espécies raras, é dado pela seguinte fórmula:

$$H' = n \cdot \log(n) - \sum f_i \cdot \log(f_i/n) \quad (3.1)$$

Onde: n é o número de indivíduos amostrados em um levantamento, e f_i é o número de indivíduos na espécie i . Os índices foram calculados no programa MVSP, versão 3.13 (Kovach Computing Service 2006).

O teste t de Hutcheson foi utilizado para comparar diferenças nos índices de diversidade entre os estratos ao nível de 5% ($p < 0,05$) (Zar 1999).

A composição florística da regeneração natural, nas categorias mudas e arvoretas, em 2007 foi comparada com os seis inventários contínuos da comunidade adulta pelo índice de similaridade de Sørensen (S_s) (Kent & Coker 1992), que dá peso dois para as espécies comuns que ocorrem nas áreas analisadas.

$$S_s = 2a/2a+b+c \quad (3.2)$$

Onde: a é o número de espécies comuns em “dois períodos” tomados para comparação, b é o número de espécies registradas no “período 1” e c é o número de espécies registradas no “período 2”. Para realizar essas comparações foram utilizados dados de presença-ausência das espécies obtidas no presente estudo e nos inventários anteriores.

Para analisar a estrutura da comunidade de regenerantes e de adultos, no levantamento de 2007 foram calculados os parâmetros fitossociológicos de densidade e frequência absolutas e relativas, e o Valor de Importância (VI) das espécies de cada estrato (Kent & Coker 1992).

Foram calculadas as distribuições de frequência em classes de alturas por indivíduos e espécies de cada categoria da regeneração natural, além da distribuição do número de indivíduos em

classes de altura das cinco espécies mais importantes da categoria arvoretas. Os intervalos de classes foram calculados pelo método de Spiegel (Spiegel 1976).

4.3. Resultados e discussão

4.3.1. Composição Florística

As mudas amostradas em 2007 estavam distribuídas em 30 famílias botânicas, 46 gêneros e 52 espécies, enquanto as arvoretas distribuíram-se por 39 famílias, 66 gêneros e 74 espécies, apenas uma espécie de arvoreta pertencente a família Melastomataceae foi identificada até nível de gênero (n = 5 indivíduos) (Tabela 2.1). Para o estrato adulto, em 2007, foram amostradas 45 famílias botânicas, 77 gêneros e 86 espécies, sendo que apenas uma espécie da família Melastomataceae identificada somente até nível de gênero (n = 1 indivíduo) (Tabela 2.1).

Tabela 2.1. Ocorrência das espécies dos estratos de regeneração natural (**M** – Mudas (altura \leq 1 m e DAP $<$ 5 cm) e **A** – Arvoretas (Altura $>$ 1 m e DAP $<$ 5 cm)) em 2007 e durante os 24 anos de levantamento do estrato adulto amostrados na Mata de Galeria do Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. As espécies estão em ordem alfabética para os anos em que foram registradas nos inventários. Caes.= Caesalpinioideae, Papi.= Papilionoideae e Mimo.= Mimosoideae.

Espécies	Famílias	Estrato adulto					Regeneração		
		1983	1986	1989	1997	2002	2007	2007	
								M	A
<i>Alibertia macrophylla</i> K. Schum.	Rubiaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A. DC.	Apocynaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C. Smith	Celastraceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae – Caes.	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Lauraceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Boraginaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cupania vernalis</i> Cambess	Sapindaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dalbergia foliolosa</i> Benth.	Fabaceae – Papi.	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Euplassa inaequalis</i> (Pohl) Engl.	Proteaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planchon & Triana) D.C. Zappi	Clusiaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gomidesia lindeniana</i> O. Berg	Myrtaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex J.A. Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Guatteria sellowiana</i> Schltld.	Annonaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Chrysobalanaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	Fabaceae - Mimo.	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	Rubiaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Licania apetala</i> (E. Mey.) Fritsch.	Chrysobalanaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	Melastomataceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Myrsinaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ocotea spixiana</i> (Nees) Mez	Lauraceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	Asteraceae	X	X	X	X	X	X	X	X

Continuação...

Espécies	Famílias	Estrato adulto						Regeneração	
		1983	1986	1989	1997	2002	2007	2007	
								M	A
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	Moraceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G. Don	Hippocrateaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vogel var. <i>rubiginosum</i> (Mart. ex. Tull.) Benth.	Fabaceae – Caes.	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjow & W. Bôer	Moraceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Myristicaceae	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	Anacardiaceae	X	X	X	X	X	X		X
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	Fabaceae – Caes.	X	X	X	X	X	X		X
<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	Salicaceae	X	X	X	X	X	X		X
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	Urticaceae	X	X	X	X	X	X		X
<i>Callisthene major</i> Mart.	Vochysiaceae	X	X	X	X	X	X		X
<i>Hymenaea courbaril</i> L. var. <i>stilbocarpa</i> (Hayne) Lee & Langenh.	Fabaceae – Caes.	X	X	X	X	X	X		X
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae – Papi.	X	X	X	X	X	X		X
<i>Ouratea castaneifolia</i> (A.DC.) Engl.	Ochnaceae	X	X	X	X	X	X		X
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	X	X	X	X	X	X		X
<i>Tapura amazonica</i> Poepp. & Endl.	Dichapetalaceae	X	X	X	X	X	X		X
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	Combretaceae	X	X	X	X	X	X		X
<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	Annonaceae	X	X	X	X	X	X		X
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.	Apocynaceae	X	X	X	X	X	X		
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Icacinaceae	X	X	X	X	X	X		
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	Apocynaceae	X	X	X	X	X	X		
<i>Nectandra reticulata</i> (Ruiz & Pavon) Mez	Lauraceae	X	X	X	X	X	X		
<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	Vochysiaceae	X	X	X	X	X	X		
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Humiriaceae	X	X	X	X	X	X		
<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	Apocynaceae	X	X		X	X	X	X	X
<i>Mouriri glazioviana</i> Cogn.	Melastomataceae	X	X		X	X	X	X	X
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	Celastraceae	X	X	X		X	X	X	X
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil.	Annonaceae	X	X	X	X			X	X
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk. var. <i>glabra</i> T.D. Pennington	Sapotaceae		X		X	X	X	X	X
<i>Andira vermifuga</i> Mart. ex Benth.	Fabaceae – Papi.	X	X		X	X	X		X
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltdl.	Annonaceae	X			X	X	X		X
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Euphorbiaceae			X	X	X	X		X
<i>Schefflera morototonii</i> (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodin	Araliaceae	X	X		X	X	X		
<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	Myrtaceae	X	X	X		X	X		
<i>Calypthranthes clusiaefolia</i> (Miq.) O. Berg.	Myrtaceae				X	X	X	X	X
<i>Faramea hyacinthina</i> Mart.	Rubiaceae				X	X	X	X	X
<i>Miconia cuspidata</i> Naudin	Melastomataceae				X	X	X	X	X
<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	Sapotaceae				X	X	X	X	X
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	Myrtaceae				X	X	X	X	X
<i>Myrcia sellowiana</i> O. Berg	Myrtaceae				X	X	X	X	X
<i>Persea fusca</i> Mez	Lauraceae				X	X	X	X	X
<i>Aegiphila intergrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Lamiaceae				X	X	X		X
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Tiliaceae				X	X	X		X

Continuação...

Espécies	Famílias	Estrato adulto						Regeneração	
		1983	1986	1989	1997	2002	2007	2007	
								M	A
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Elaeocarpaceae				X	X	X		X
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	Malpighiaceae	X	X	X			X		
<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O. Berg	Myrtaceae		X	X	X				X
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae		X	X			X		X
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Myrsinaceae				X		X	X	X
<i>Chrysophyllum</i> sp.	Sapotaceae	X	X	X					
<i>Luehea paniculata</i> Mart. & Zucc.	Tiliaceae	X	X	X					
<i>Psychotria</i> sp.	Rubiaceae	X	X	X					
<i>Solanum</i> sp.	Solanaceae	X	X	X					
<i>Vismia</i> sp.	Clusiaceae	X	X	X					
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Cunoniaceae	X				X	X		
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae		X				X		X
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees) Mez	Lauraceae				X	X	X		
<i>Miconia</i> sp.	Melastomataceae					X	X		X
<i>Siphoneugena densiflora</i> O. Berg	Myrtaceae					X	X		X
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Bignoniaceae						X	X	X
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Flacourtiaceae						X	X	X
<i>Symplocos mosenii</i> Brand	Symplocaceae						X	X	X
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth) Ducke	Fabaceae – Papi.	X	X						
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Fabaceae – Papi.	X					X		
<i>Erythroxylum</i> sp.	Erythroxylaceae		X	X					
<i>Ormosia</i> sp.	Fabaceae – Papi.		X	X					
<i>Acosmium subelegans</i> (Mohlenb.) Yakovlev	Fabaceae – Papi.					X	X		
<i>Cybianthus gardneri</i> (A. DC.) G. Agostini	Myrsinaceae					X	X		
<i>Tibouchina candolleana</i> (Mart. ex DC.) Cogn.	Melastomataceae							X	X
<i>Diospyros hispida</i> A. .	Ebenaceae	X							
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae		X						
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planchon	Araliaceae			X					
<i>Miconia punctata</i> (Desr.) A. DC.	Melastomataceae			X					
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Standley	Bignoniaceae			X					
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae				X				
<i>Leandra melastomoides</i> Raddi	Melastomataceae				X				
<i>Macropeplus ligustrinus</i> (Tul.) Perkins	Monimiaceae				X				
<i>Myrcia</i> sp.	Myrtaceae				X				
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae						X		
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae							X	

Em 2007, a composição florística da área, para os dois estratos, compreendeu, 46 famílias, 80 gêneros e 90 espécies. Destas, 48 espécies (53,33%) ocupam todos os estratos (mudas, arvoretas e adulto) o que sugere participação na estrutura da floresta em diferentes estágios de vida (Tabela 2.1). Felfili (1997) na Mata de Galeria do Gama, inserida na mesma bacia hidrográfica que a mata em estudo, encontrou 100% das espécies amostradas no estrato arbóreo presentes na regeneração natural em pelo menos um dos períodos de estudo. Em fragmento de Floresta Ombrófila Densa

secundária no Espírito Santo, explorada por retirada de madeira e mantida sob proteção após 1956, Souza *et al.* (2002) encontraram 62% das espécies do estrato arbóreo adulto com representantes na regeneração natural (DAP < 5 cm). Santiago *et al.* (2005) observaram, no levantamento da regeneração natural seis anos após incêndio na Mata de Galeria do Pitoco, no Distrito Federal, que das 118 espécies em regeneração no local, 80 (67,80%) possuíam representantes no estrato adulto, inventariado anteriormente por Silva Júnior (1995) antes do fogo. Estes resultados, segundo Sundriyal & Sharma (1996), pode ajudar a prever a possível condição futura da floresta.

No Capetinga, do estrato adulto, 49 espécies (54,44%) estão representadas na categoria mudas e 71 espécies (78,89%) na categoria arvoretas. Quatro espécies ocorreram somente nas categorias da regeneração natural e 15 foram exclusivas do estrato adulto (Tabela 2.1). Tais discontinuidades na estrutura populacional de espécies já foram reportadas para outras espécies arbóreas tropicais (Whitmore 1996, Deb & Sundriyal 2008).

O número de espécies registradas para os estratos da regeneração natural e adulto na Mata de Galeria do Capetinga foi comparado com outros estudos em Matas de Galeria no Brasil Central e pode-se considerá-los inferiores (Tabela 2.2). Para Laurance *et al.* (2002), perturbação e subsequente mudança sucessionaI tem promovido profundo efeito sobre a riqueza de espécies, além de modificar os padrões de biodiversidade local e regional (Liebsch *et al.* 2008). Estas causam mudanças nas condições ambientais que influenciam a germinação, crescimento e a sobrevivência das espécies vegetais na floresta tropical (Laurance *et al.* 2002, De Walt *et al.* 2003, Brearley *et al.* 2004). Hooper *et al.* (2004) citam que perturbação como o fogo é considerado uma das maiores barreiras a regeneração florestal, devido a diminuição da riqueza de espécies. Segundo os autores este causa declínio no número de espécies recrutadas tanto do banco de sementes como do processo de rebrotas, levando ao empobrecimento da comunidade vegetal. Além disso, na Mata de Galeria do Capetinga a presença da espécie invasora *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* e da gramínea nativa *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll em grande parte das parcelas monitoradas é, ainda, outro fator que pode afetar a velocidade de recuperação do número de espécies observado em matas preservadas, já que dificultam o estabelecimento de plântulas de espécies florestais na fase de sucessão inicial, conforme apontado por Felfili (2000).

Tabela 2.2. Comparação do número de espécies do estrato adulto e da regeneração natural de algumas comunidades de Matas de Galeria do Brasil Central. (Mudas - indivíduos com até 1 m de altura e DAP < 5 cm, Arvoretas - indivíduos maiores do que 1 m de altura e DAP < 5 cm).

Local	Inclusão p/ estrato adulto	Estrato adulto	Regeneração natural		Referência
			Mudas	Arvoretas	
Mata Cabeça-de-Veado (não-perturbada)	DAP ≥ 6,4 cm	186	-	-	Nóbrega <i>et al.</i> (2001)
Mata do Açudinho (não-perturbada)	DAP ≥ 5 cm	135	-	-	Sampaio <i>et al.</i> (1997)
Mata do Taquara (não-perturbada)	DAP ≥ 5 cm	110	-	-	Silva Júnior (2004)
Mata do Gama (não-perturbada)	DAP ≥ 5 cm	-	82	104	Oliveira & Felfili (2005)
Mata do Gama (não-perturbada)	DAP ≥ 10 cm	108	-	-	Oliveira & Felfili (2008)
Mata do Pitoco (baixo nível de perturbação)	DAP ≥ 5 cm	99	77	111	Silva Júnior (2005); Santiago <i>et al.</i> (2005)
Mata do Catetinho (não-perturbada)	DAP ≥ 5 cm	93	-	-	Braga & Rezende (2007)
Mata do Capetinga (perturbada)	DAP ≥ 5 cm	86	52	74	Este estudo

DAP – Diâmetro mínimo de inclusão

No presente estudo, dentre as 45 famílias botânicas amostradas no estrato adulto, seis não ocorreram na regeneração natural, a saber: Araliaceae, Cunoniaceae, Humiriaceae, Icacinaceae, Malpighiaceae e Rutaceae. As seis famílias mais representativas em número de espécies para o estrato adulto foram: Fabaceae (10 espécies), Lauraceae (5), Myrtaceae (5), Apocynaceae, Melastomataceae e Rubiaceae (4) que, juntas, representaram 37,20% do total de espécies. No estrato adulto foram 26 (30,23%) as famílias representadas por uma única espécie. Silva Júnior (2001) em análise florística de 21 Matas de Galeria verificou que a família Fabaceae apresentou maior número de espécies na maioria dos levantamentos.

Para a categoria arvoretas foram destaques: Fabaceae (8 espécies); Myrtaceae (6); Melastomataceae (5); Rubiaceae (4), Annonaceae (4) e Sapotaceae (3) que representaram 40,54% do total de espécies. Myrtaceae e Melastomataceae foram também indicadas como famílias predominantes para arvoretas na Mata de Galeria do Gama no DF (Oliveira & Felfili 2005). Na categoria mudas foram destaque as famílias: Fabaceae, Melastomataceae, Myrtaceae, Rubiaceae (4 espécies), Lauraceae e Sapotaceae (3 espécies), que juntas representaram 42,30% do total de espécies. Para essa mesma categoria, na Mata de Galeria do Gama, Oliveira & Felfili (2005) encontraram as famílias Melastomataceae, Myrtaceae e Lauraceae como predominantes. Foram comuns para os estratos da regeneração (ambas as categorias) e do adulto as seguintes famílias: Fabaceae, Myrtaceae, Melastomataceae e Rubiaceae. Em Melastomataceae, *Tibouchina*

candolleana foi exclusiva na regeneração natural (ambas as categorias). Em Fabaceae as espécies *Platypodium elegans* e *Acosmium subelegans* foram exclusivas no estrato adulto (Tabela 2.1).

Dentre as 52 espécies amostradas em todos os levantamentos no estrato adulto 34 (65,38%) ocorreram em ambas as categorias da regeneração natural, 12 (23,08%) somente como arvoretas e seis (11,54%) não estavam representadas na regeneração em 2007. São elas: *Aspidosperma cylindrocarpon*, *Emmotum nitens*, *Aspidosperma parvifolium*, *Nectandra reticulata*, *Qualea dichotoma* e *Saccoglottis guianensis* (Tabela 2.1). Espécies do estrato adulto podem não estar representadas nas categorias da regeneração pelo seu número reduzido de indivíduos, como constatado para *Q. dichotoma*, considerada rara por ter sido amostrada com um único indivíduo adulto. Por outro lado a produção de sementes pode não ser adequada para a garantia da continuidade das espécies na comunidade. A amostragem sistemática aqui aplicada pode não ter incluído espécies que apresentam distribuição espacial agregada.

4.3.2. Diversidade florística

O índice de diversidade H' registrado em 2007 foi de 3,20 nats ind⁻¹ para as mudas, 3,78 nats ind⁻¹ para arvoretas e 3,73 nats ind⁻¹ para árvores. O teste t de Hutcheson ($p < 0,05$) detectou diferenças na diversidade entre os estratos da regeneração natural e adulto. Verificou-se que o H' calculado para as mudas foi estatisticamente menor do valor calculado para as arvoretas ($t = 7,20$; $p = 0,001$) e adultas ($t = 6,93$; $p = 0,001$). A menor diversidade detectada para a categoria mudas pode ser entendida pela alta densidade de indivíduos registrada por um pequeno número de espécies (*Copaifera langsdorffii*, *Inga alba*, *Licania apetala*, *Protium hepaphyllum*, *Pouteria ramiflora*, *Mouriri glazioviana*, *Cryptocaria aschersoniana* e *Amaioua guianensis*) onde foram responsáveis por 60% do total de indivíduos.

De modo geral, os valores de diversidade registrados nesse trabalho encontram-se dentro do intervalo de diversidade citados para Matas de Galeria no DF, que variam, para o estrato adulto, de 2,51 a 4,25 nats ind⁻¹ (Silva Júnior 2001) e no Brasil Central de 3,62 a 4,30 nats ind⁻¹ (Parca 2007). Isto sugere que, apesar da perturbação por fogo, há 20 anos, em 2007, a Mata de Galeria do Capetinga está em processo natural de recuperação. Prováveis fatores que contribuíram para a diversidade atual na Mata do Capetinga foram as queimadas em 1975 e 1987 que podem ter proporcionado novos microsítios favoráveis para uma flora especializada de espécies que demandam mais luz. Outros fatores já citados por Harper (1977) como a existência de outras fontes e formas de regeneração como a brotação de cepas, o banco de sementes e de outros propágulos, além da presença de animais dispersores na área, também podem estar influenciando.

4.3.3. Similaridade florística

O índice de similaridade de Sørensen (S_S) varia entre 0 e 1 e, valores superiores a 0,5 indicam similaridade elevada (Kent & Coker 1992). Assim, o S_S indicou baixa similaridade entre o estrato de regeneração natural em ambas as categorias em 2007 e o estrato adulto em todos os levantamentos desde 1983 a 2007 (Tabela 2.3). Em todas as comparações a maior similaridade registrada entre a regeneração e a comunidade adulta foi $< 0,49$ em 2002. Isso indica que a possibilidade de ser sorteada uma espécie em comum entre o estrato da regeneração natural e o adulto é menor do que 49%. Alves & Metzger (2006) também observaram baixa similaridade florística ($< 0,29$) entre o estrato da regeneração natural e adulto em três áreas de florestas secundárias na Mata Atlântica, submetidas ao corte raso e posterior abandono há cerca de 80 anos.

Tabela 2.3. Índice de similaridade de Sørensen (S_S) entre a comunidade do estrato de regeneração natural, categorias mudas e arvoretas amostradas em 2007, e o de árvores em todos os levantamentos realizados no período 1983-2007, na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.

Estrato adulto /Ano	Regeneração 2007	
	Mudas	Arvoretas
1975	Fogo na área	
1983	0,37	0,41
1986	0,38	0,42
1987	Fogo na área	
1989	0,36	0,41
1997	0,41	0,46
2002	0,41	0,49
2007	0,42	0,47

A baixa similaridade entre os estratos ao longo do tempo sugere que a perturbação, que pode ser efeito do fogo, pode ser um dos responsáveis por mudanças nas condições do local, dando origem a novos sítios que ocupados por diferentes espécies, favorecem na competição aquelas com requerimento distintos das mudas das espécies que atualmente ocupam o dossel. Estes resultados corroboram a idéia de que a ausência de indivíduos na regeneração natural das espécies arbóreas dominantes é um indicador de instabilidade da comunidade atual (Richards 1964).

Verificou-se, porém, que ao longo do tempo de observação, 1983-2007, quando a floresta esteve protegida do fogo por 10 anos, após o incêndio em 1987, que a similaridade entre a regeneração natural e o estrato adulto tende a aumentar (Tabela 2.3), sugerindo maior estabilidade momentânea. Em trabalho realizado ao longo de cinco anos na Mata de Galeria do Gama, inserida na mesma bacia hidrográfica que a Mata de Galeria do Capetinga e livre de fogo, Felfili (1997) encontrou quase 100% das espécies amostradas no estrato adulto representadas na regeneração

natural em pelo menos um dos períodos de monitoramento. Reforçando essa observação, Oliveira & Felfili (2005), amostrando a mesma área, encontraram resultado similar, onde a grande maioria das espécies estava presente em todas as categorias de tamanho, com poucas exceções, indicando estabilidade da composição florística na comunidade. Além disso, Salles & Schiavini (2007) também reportaram alto índice de similaridade (61%) entre os estratos adultos e da regeneração natural em estudo na Floresta Estacional Semidecidual livre de perturbação desde 1994. Para esses autores, a alta proporção de indivíduos em regeneração das espécies mais importantes do estrato regenerativo sugere que tais espécies poderão representar a futura comunidade arbórea. Assim, na Mata do Capetinga a baixa similaridade entre os estratos sugere no futuro uma floresta de composição florística distinta da atual.

4.3.4. Parâmetros fitossociológicos

Em 2007, 20 anos após passagem de fogo na área, a densidade absoluta para mudas foi estimada em 9.625 ind. ha⁻¹ e para arvoretas 2.332 ind. ha⁻¹, totalizando 11.957 ind. ha⁻¹ para as duas categorias. Sevilha (1999) em trabalho conduzido na mesma área que o presente estudo, verificou em 1997, 10 anos após passagem de fogo na área, densidade absoluta para mudas de 6.050 ind. ha⁻¹ e para arvoretas 2.184 ind. ha⁻¹, totalizando 8.234 ind. ha⁻¹. Na Mata do Capetinga, o valor de densidade total estimado pode ser considerado baixo, se comparado a outros levantamentos de estrato regenerativo em matas não perturbadas. Pinto (2002), amostrou na floresta de vale do Véu de Noiva no Parque da Chapada dos Guimarães no Mato Grosso, um total de 39.265 ind. ha⁻¹ indivíduos na regeneração natural (categoria juvenis - (altura total \geq 30 cm e DAP $<$ 1 m) e arvoretas - (1 \geq DAP $<$ 5 cm)). Oliveira & Felfili (2005), utilizando o mesmo método de amostragem que o presente estudo na Mata de Galeria do Gama - DF, calcularam densidade total de 27.674 ind. ha⁻¹. A menor densidade do estrato regenerativo da Mata do Capetinga, pode ser também decorrente do efeito da invasão pela samambaia *P. aquilinum* var. *arachnoideum* e pela gramínea nativa *I. bambusiflorus*. O capítulo IV mostra diferenças na densidade de mudas e arvoretas em áreas invadidas.

Para o estrato adulto, em 2007 foram amostrados 1.010 ind. ha⁻¹. Esta densidade também está abaixo daquelas encontradas por Felfili *et al.* (1994) para as Matas de Galeria localizada na APA Gama-Cabeça de Veado, DF (1.417 ind. ha⁻¹), Parque Nacional de Brasília, DF (1.645 ind. ha⁻¹), Paracatu, MG (1.364 ind. ha⁻¹), Patrocínio, MG (1.531 ind. ha⁻¹) e Silvânia, GO (1.248 ind. ha⁻¹) todas com amostragem de DAP \geq 5 cm; por Pinto (2002) para a floresta de vale do Véu de Noiva, MT (1.138 ind. ha⁻¹) utilizando o mesmo método de amostragem. A menor densidade de indivíduos do estrato adulto já era esperada, já que as Matas de Galeria são compostas por espécies com poucas adaptações evolutivas para resistência ao fogo que é evento raro nessa fisionomia. A redução na

densidade de indivíduos arbóreos em florestas tropicais após fogo também foi registrada por Cochrane & Schulze (1999), Ivanauskas *et al.* (2003) e Silva *et al.* (2005).

Ambos os estratos foram caracterizados por apresentar a maioria das espécies em baixa densidade, enquanto poucas contribuíram com a maioria dos indivíduos (Figura 4.1). Dentre os 1.010 indivíduos amostrados no estrato adulto 53,14% dos indivíduos pertenciam a dez das 86 espécies amostradas. De maneira similar, para as mudas, 59,74% dos indivíduos pertenciam a seis das 52 espécies amostradas. Já para a categoria das arvoretas 51,97% dos indivíduos pertenciam a 12 das 74 espécies amostradas. Essa distribuição está de acordo com o padrão sugerido para comunidades arbóreas tropicais (Hartshorn 1980), bem como para as fitofisionomias de Matas de Galeria e de Cerrado *sensu stricto* no bioma Cerrado (Felfili & Silva Júnior 1993, Felfili 1997).

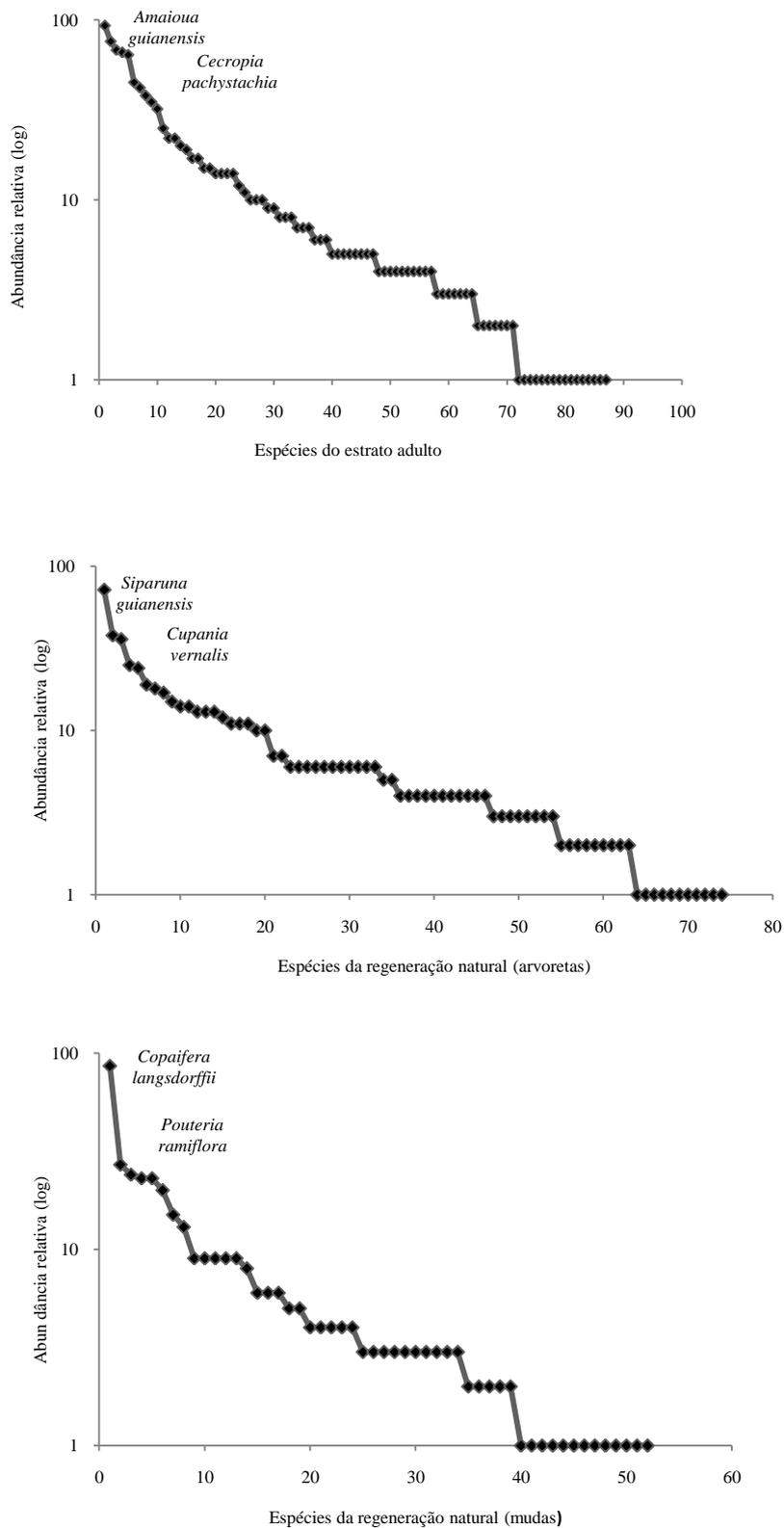


Figura 4.1. Curva de abundância relativa das espécies nos estratos adulto ($DAP \geq 5$ cm) e de regeneração natural (arvoretas (Altura > 1 m e $DAP < 5$ cm) e mudas (Altura ≤ 1 m e $DAP < 5$ cm)) amostradas em 2007 na Mata de Galeria do córrego Capetinga, Brasília - DF, Brasil.

Comparando a estratégia de vida para as cinco espécies mais abundantes em cada estrato, verificaram-se mudanças no padrão de dominância (Tabela 2.4). No estrato adulto houve predomínio de espécies pioneiras, de início de sucessão, que aparentemente se estabeleceram em situação de dossel mais aberto. Segundo Whitmore (1984), em florestas tropicais, indiferente do tipo de perturbação, no início da floresta secundária as espécies pioneiras serão mais numerosas em relação aos demais grupos. Diferentemente, em estudos realizados em florestas ripárias preservadas no sudeste e centro-oeste brasileiro, foi observado maior número de indivíduos e espécies clímax exigentes de luz em relação ao número de pioneiras (van der Berg & Oliveira-Filho 1999, Bertani *et al.* 2001, Pinto 2002).

Já no estrato da regeneração natural (mudas e arvoretas), houve a maioria de espécies de dispersão zoocóricas, tolerantes à sombra, onde há praticamente ausência de espécies pioneiras (Tabela 2.4). Resultado semelhante foram encontrados por Tabarelli & Mantovani (1999) em Floresta Tropical Montana perturbada em São Paulo, e por Alves & Metzger (2006) em porção de Mata Atlântica secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. Provavelmente, a predominância neste estrato de espécies tolerantes à sombra resulta da relação negativa entre nível da abertura do dossel e incidência de luz nos estratos inferiores, o que dificulta a regeneração de espécies heliófitas, de estádios sucessionais iniciais (Durigan *et al.* 2000).

Tabela 2.4. Variação na densidade absoluta (DA), requerimento em luz (RL) (Felfili 1993, Felfili 1997, Felfili *et al.* 2000) e modo de dispersão (MD) (Pinheiro & Ribeiro 2001) das cinco espécies mais abundantes nos estratos adulto e da regeneração natural (mudas e arvoretas) em 2007 na Mata de Galeria do córrego Capetinga, Brasília - DF, Brasil. TS: Tolerante à sombra; P: Pioneira e DL: Não pioneira que demanda luz na fase adulta.

Estrato	Espécie	DA	RL	MD
Adulto (DAP \geq 5 cm)	<i>Amaioua guianensis</i>	93	TS	zoocoria
	<i>Cecropia pachystachia</i>	76	P	zoocoria
	<i>Inga alba</i>	68	P	zoocoria
	<i>Piptocarpha macropoda</i>	66	P	anemocoria
	<i>Siparuna guianensis</i>	64	TS	zoocoria
Arvoretas (Altura > 1 m e DAP < 5 cm)	<i>Siparuna guianensis</i>	72	TS	zoocoria
	<i>Cupania vernalis</i>	38	DL	zoocoria
	<i>Inga alba</i>	36	P	zoocoria
	<i>Guatteria sellowiana</i>	25	TS	zoocoria
	<i>Ocotea spixiana</i>	24	TS	zoocoria
Mudas (Altura \leq 1 m e DAP < 5 cm)	<i>Copaifera langsdorffii</i>	86	TS	zoocoria
	<i>Pouteria ramiflora</i>	27	DL	zoocoria
	<i>Licania apetala</i>	24	TS	zoocoria
	<i>Mouriri glazioviana</i>	23	TS	zoocoria
	<i>Inga alba</i>	23	P	zoocoria

Dentre as dez espécies que se destacaram pela maior importância ecológica (VI) no local,

quatro foram comuns aos estratos adulto e da regeneração natural: *Inga alba*, *Licania apetala*, *Protium heptaphyllum* e *Amaioua guianensis* (Tabela 2.5). Este resultado sugere tendência para a manutenção da estrutura fitossociológica e composição florística dessas espécies na área. *Mouriri glazioviana* foi importante apenas entre as mudas, enquanto *Siparuna guianensis* o foi entre as arvoretas e adulto. As arvoretas são consideradas boas indicadores da futura composição e estrutura da comunidade, pois já superaram a forte ação seletiva do ambiente onde ocorrem a maiores taxas de mortalidade e dependem apenas do surgimento das condições favoráveis para o seu crescimento (Felfili *et al.* 2000).

Já as espécies pioneiras *Piptocarpha macropoda*, *Cecropia pachystachia* e *Sclerolobium paniculatum* e a espécie *Salacia elliptica*, tolerante à sombra, foram importantes apenas no estrato adulto (Tabela 2.5). Felfili (1997) apontou que espécies adultas que não possuem estoque suficiente na regeneração natural da comunidade deverão, no futuro, sofrer alterações nas suas posições na estrutura fitossociológica. Swaine & Hall (1988) observaram que várias comunidades tropicais apresentam populações abundantes no dossel, embora fossem raras ou mesmo estivessem ausentes na regeneração natural.

Por outro lado, espécies com baixos valores de importância no estrato adulto e na regeneração, tais como *Aspidosperma subincanum*, *Pouteria torta* e *Guapira graciliflora* (Tabela 2.5) podem indicar, como referenciado por Felfili (1997), que suas populações podem estar em fase inicial de colonização na comunidade, já que foram amostradas desde 1983. A espécie tolerantes à sombra *Copaifera langsdorffii* e a que demanda luz *Pouteria ramiflora* que foram raras no estrato adulto, mas apresentaram grande estoque de mudas e arvoretas são esperadas como representantes importantes na comunidade futura na Mata do Capetinga (Tabela 2.5).

Vinte anos após o fogo e algumas espécies do grupo das pioneiras ainda encontram condições ecológicas propícias no local para a regeneração natural, refletindo a heterogeneidade ambiental associada à própria dinâmica desse ecossistema após perturbação. Denslow (1987) citou ainda que algumas espécies pioneiras, usualmente, persistem ao longo do tempo, devido a clareiras naturais que se constituem pela queda de árvores. Tendência oposta foi observada na Mata de Galeria do Capetinga para as espécies pioneiras *Cecropia pachystachia*, *Piptocarpha macropoda* e *Sclerolobium paniculatum*, que apresentaram baixa densidade na regeneração com possibilidade futura de redução populacional no estrato arbóreo, desde que mantidas as condições de distúrbios reduzidos (Tabela 2.5). Essa situação sugere que após o último incêndio ocorrido em 1987 o dossel vem se fechando, e as condições ambientais presentes parecem não ser mais ideais para o desenvolvimento das populações de espécies pioneiras colonizadoras de clareiras. Situação semelhante foi observada por Silva Júnior *et al.* (2004) em trechos de Floresta Estacional Semidecidual localizada em Viçosa, Minas Gerais, submetida a diferentes históricos de perturbação.

Tabela 2.5. Parâmetros fitossociológicos para as espécies na regeneração natural (mudas e arvoretas) e no estrado adulto amostrados em 2007, na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. As espécies estão em ordem crescente de Valor de Importância (VI) para o estrato da regeneração categoria mudas. DR - Densidade relativa e FR - Frequência relativa.

Espécies	Mudas			Arvoretas			Adultas		
	DR (%)	FR (%)	VI	DR (%)	FR (%)	VI	DR (%)	FR (%)	VI
<i>Copaifera langsdorffii</i>	22,34	10,60	32,94	1,89	2,28	4,17	1,33	1,97	3,30
<i>Inga alba</i>	5,97	6,91	12,89	6,17	6,16	12,34	6,46	4,93	11,39
<i>Licania apetala</i>	6,23	5,99	12,22	2,40	2,74	5,14	3,04	2,68	5,72
<i>Protium heptaphyllum</i>	5,19	5,99	11,19	3,26	2,97	6,23	4,28	4,08	8,36
<i>Pouteria ramiflora</i>	7,01	3,69	10,70	2,23	2,51	4,74	1,90	2,39	4,29
<i>Mouriri glazioviana</i>	5,97	4,61	10,58	0,69	0,68	1,37	2,09	2,25	4,34
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	3,90	5,53	9,43	1,03	1,37	2,40	3,33	3,52	6,85
<i>Amaioua guianensis</i>	3,38	5,07	8,45	3,09	2,97	6,06	8,84	5,21	14,05
<i>Ocotea spixiana</i>	2,34	4,15	6,49	4,12	4,57	8,68	1,81	2,54	4,35
<i>Pseudolmedia laevigata</i>	2,34	3,23	5,56	1,20	1,60	2,80	0,67	0,85	1,52
<i>Aspidosperma discolor</i>	2,34	2,76	5,10	0,69	0,91	1,60	0,38	0,42	0,80
<i>Myrcia sellowiana</i>	2,34	2,30	4,64	0,69	0,91	1,60	0,38	0,42	0,80
<i>Garcinia gardneriana</i>	2,08	2,30	4,38	0,34	0,46	0,80	0,10	0,14	0,24
<i>Qualea multiflora</i>	1,56	2,30	3,86	0,34	0,46	0,80	0,38	0,56	0,93
<i>Cupania vernalis</i>	1,30	2,30	3,60	6,52	4,79	11,31	0,86	1,27	2,13
<i>Symplocos mosenii</i>	1,56	1,84	3,40	1,03	1,37	2,40	0,10	0,14	0,24
<i>Miconia sellowiana</i>	2,34	0,92	3,26	0,69	0,91	1,60	0,38	0,42	0,80
<i>Matayba guianensis</i>	1,56	1,38	2,94	1,72	2,05	3,77	1,05	1,41	2,46
<i>Micropholis venulosa</i>	1,04	1,84	2,88	1,03	1,37	2,40	1,14	1,41	2,55
<i>Myrcia rostrata</i>	1,04	1,84	2,88	1,72	2,05	3,77	0,95	0,99	1,94
<i>Salacia elliptica</i>	1,04	1,84	2,88	0,34	0,46	0,80	3,61	3,38	6,99
<i>Alibertia macrophylla</i>	1,04	1,38	2,42	0,51	0,68	1,20	0,29	0,42	0,71
<i>Persea fusca</i>	1,30	0,92	2,22	0,17	0,23	0,40	0,29	0,28	0,57
<i>Cabralea canjerana</i>	0,78	1,38	2,16	1,03	1,37	2,40	1,33	1,55	2,88
<i>Myrsine coriacea</i>	0,78	1,38	2,16	1,03	1,14	2,17	1,43	1,27	2,70
<i>Siparuna guianensis</i>	0,78	1,38	2,16	12,35	8,90	21,25	6,08	5,49	11,58
<i>Aspidosperma subincanum</i>	0,78	0,92	1,70	0,17	0,23	0,40	0,19	0,28	0,47
<i>Calyptranthes clusiaefolia</i>	0,78	0,92	1,70	2,57	3,20	5,77	0,76	1,13	1,89
<i>Guatteria sellowiana</i>	0,78	0,92	1,70	4,29	2,51	6,80	1,62	2,11	3,73
<i>Gomidesia lindeniana</i>	0,78	0,92	1,70	0,69	0,68	1,37	0,95	1,13	2,08
<i>Maytenus robusta</i>	0,78	0,92	1,70	0,34	0,46	0,80	0,10	0,14	0,24
<i>Xylopia sericea</i>	0,78	0,92	1,70	0,51	0,68	1,20	-	-	-
<i>Casearia sylvestris</i>	1,04	0,46	1,50	2,92	1,83	4,74	0,95	1,13	2,08
<i>Miconia cuspidata</i>	0,52	0,92	1,44	2,23	2,51	4,74	0,86	1,13	1,99
<i>Sorocea bonplandii</i>	0,52	0,92	1,44	2,06	2,74	4,80	0,29	0,42	0,71
<i>Jacaranda puberula</i>	0,52	0,92	1,44	0,51	0,68	1,20	0,19	0,28	0,47
<i>Faramea hyacinthina</i>	0,78	0,46	1,24	1,03	1,37	2,40	0,48	0,70	1,18
<i>Euplassa inaequalis</i>	0,52	0,46	0,98	0,51	0,68	1,20	0,57	0,85	1,42
<i>Maprounea guianensis</i>	0,52	0,46	0,98	1,03	1,37	2,40	1,33	1,83	3,16
<i>Cheilochlinium cognatum</i>	0,26	0,46	0,72	1,20	0,68	1,89	0,76	0,56	1,32
<i>Cordia sellowiana</i>	0,26	0,46	0,72	1,89	1,83	3,71	0,48	0,56	1,04
<i>Dalbergia foliolosa</i>	0,26	0,46	0,72	0,69	0,91	1,60	0,76	0,70	1,46
<i>Hirtella glandulosa</i>	0,26	0,46	0,72	1,03	1,37	2,40	0,38	0,56	0,93
<i>Myrsine guianensis</i>	0,26	0,46	0,72	0,86	0,91	1,77	0,10	0,14	0,24
<i>Guapira graciliflora</i>	0,26	0,46	0,72	0,34	0,46	0,80	0,38	0,42	0,80

Continuação...									
Espécies	Mudas			Arvoretas			Adultas		
	DR (%)	FR (%)	VI	DR (%)	FR (%)	VI	DR (%)	FR (%)	VI
<i>Ixora brevifolia</i>	0,26	0,46	0,72	0,69	0,68	1,37	0,48	0,70	1,18
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	0,26	0,46	0,72	0,69	0,68	1,37	2,09	2,25	4,34
<i>Piptocarpha macropoda</i>	0,26	0,46	0,72	1,89	1,83	3,71	6,27	5,21	11,48
<i>Pouteria torta</i>	0,26	0,46	0,72	0,34	0,46	0,80	0,38	0,28	0,66
<i>Virola sebifera</i>	0,26	0,46	0,72	0,51	0,23	0,74	0,57	0,70	1,26
<i>Tibouchina candolleana</i>	0,26	0,46	0,72	0,51	0,46	0,97	-	-	-
<i>Qualea grandiflora</i>	0,26	0,46	0,72	-	-	-	-	-	-
<i>Campomanesia velutina</i>	-	-	-	0,17	0,23	0,40	-	-	-
<i>Tapirira guianensis</i>	-	-	-	2,23	2,74	4,97	2,38	3,10	5,48
<i>Cecropia pachystachia</i>	-	-	-	2,40	2,28	4,68	7,22	4,79	12,01
<i>Ouratea castaneifolia</i>	-	-	-	1,03	1,37	2,40	0,38	0,56	0,93
<i>Sloanea monosperma</i>	-	-	-	1,03	0,68	1,71	0,10	0,14	0,24
<i>Terminalia glabrescens</i>	-	-	-	0,69	0,91	1,60	0,67	0,85	1,52
<i>Casearia grandiflora</i>	-	-	-	0,69	0,91	1,60	0,10	0,14	0,24
<i>Andira vermifuga</i>	-	-	-	0,69	0,68	1,37	0,38	0,14	0,52
<i>Aegiphila sellowiana</i>	-	-	-	1,03	0,23	1,26	1,62	0,99	2,61
<i>Astronium fraxinifolium</i>	-	-	-	0,51	0,68	1,20	0,38	0,56	0,93
<i>Miconia</i> sp.	-	-	-	0,86	0,23	1,09	0,10	0,14	0,24
<i>Simarouba amara</i>	-	-	-	0,51	0,46	0,97	0,10	0,14	0,24
<i>Siphoneugena densiflora</i>	-	-	-	0,34	0,46	0,80	0,10	0,14	0,24
<i>Roupala montana</i>	-	-	-	0,34	0,46	0,80	0,10	0,14	0,24
<i>Alchornea glandulosa</i>	-	-	-	0,34	0,46	0,80	0,67	0,70	1,37
<i>Xylopia emarginata</i>	-	-	-	0,17	0,23	0,40	0,48	0,70	1,18
<i>Tapura amazonica</i>	-	-	-	0,17	0,23	0,40	0,19	0,28	0,47
<i>Machaerium acutifolium</i>	-	-	-	0,17	0,23	0,40	0,57	0,56	1,13
<i>Luehea divaricata</i>	-	-	-	0,17	0,23	0,40	0,29	0,42	0,71
<i>Hymenaea courbaril</i>	-	-	-	0,17	0,23	0,40	0,10	0,14	0,24
<i>Apuleia leiocarpa</i>	-	-	-	0,17	0,23	0,40	0,10	0,14	0,24
<i>Callisthene major</i>	-	-	-	0,17	0,23	0,40	0,48	0,70	1,18
<i>Cardiopetalum calophyllum</i>	-	-	-	0,17	0,23	0,40	0,19	0,14	0,33
Outras	-	-	-	-	-	-	10,03	11,10	21,13
Totais	100,00	100,00	200,00	100,00	100,00	200,00	100,00	100,00	200,00

4.3.5. Distribuição em classes de altura

A distribuição dos indivíduos em classes de altura para a categoria de muda apresentou porcentagem maior de indivíduos na segunda classe, de 0,15 a 0,25 cm de altura (Figura 4.2), seguida de redução nas demais. Resultado similar foi encontrado para a distribuição de número de espécies por classes de altura (Figura 4.2). A forma da curva de distribuição de frequência das alturas tendendo a distribuição normal revela o provável surto inicial de crescimento para evitar a maior competição nas menores classes de altura frequentemente muito adensadas.

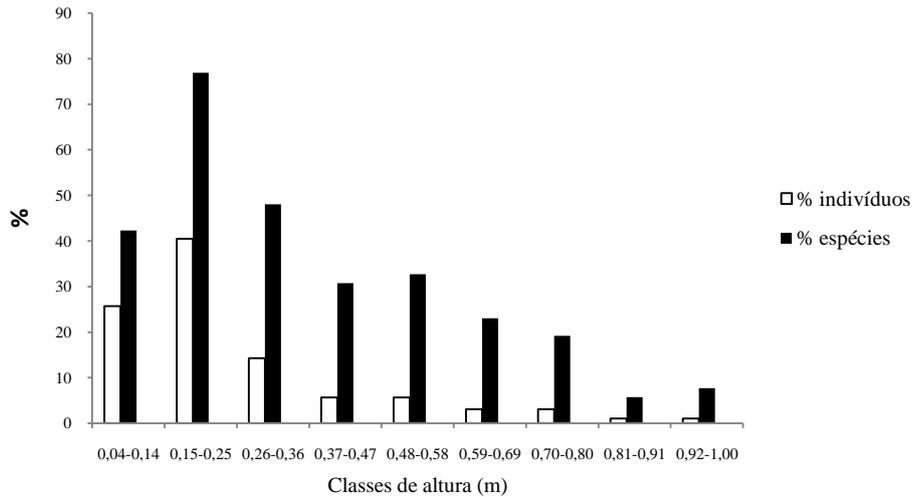


Figura 4.2. Distribuição em classes de altura por % de indivíduos e espécies da regeneração natural categoria mudas (altura ≤ 1 m e DAP < 5 cm), amostrada na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.

Para as arvoretas, categoria da regeneração que teoricamente já superou a forte ação seletiva do ambiente (Felfili *et al.* 2000), observou-se até a terceira classe, de 1,01 a 3,99 cm de altura, com porcentagem maior de indivíduos seguida de redução para as demais classes. As três primeiras classes de altura apresentaram mais de 70% dos representantes das espécies amostradas para essa categoria da regeneração (Figura 4.3). Alguns indivíduos podem inclusive ser resultantes de rebrotas de raízes. Um sistema radicular já estabelecido confere grande potencial para o crescimento inicial e redução da competição por luz nas fases de menor porte colonizadas por inúmeros indivíduos advindos da germinação de sementes.

As cinco espécies de maior importância na categoria arvoretas detiveram indivíduos nas seis primeiras classes de altura, até 6,99 cm de altura (Figura 4.4). Apenas *Siparuna guianensis* foi representada na sétima classe, até 7,99 cm de altura. Espera-se que espécies que apresentem grande quantidade de indivíduos em todas as classes de altura tenham maiores chances de participar, como adultas, da composição futura da floresta, desde que a frequência de fortes distúrbios seja baixa.

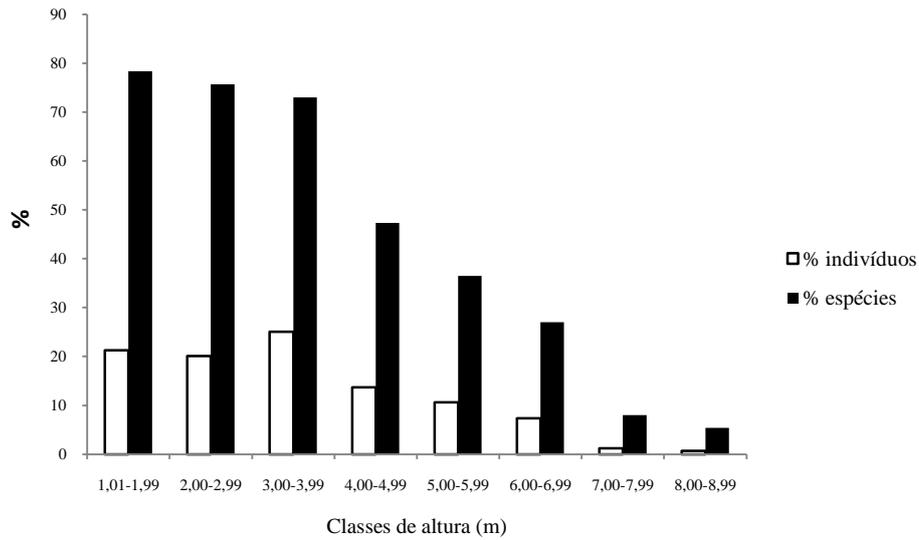


Figura 4.3. Distribuição em classes de altura por % de indivíduos e espécies da regeneração categoria arvoretas (altura > 1 m e DAP < 5 cm) amostrada na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.

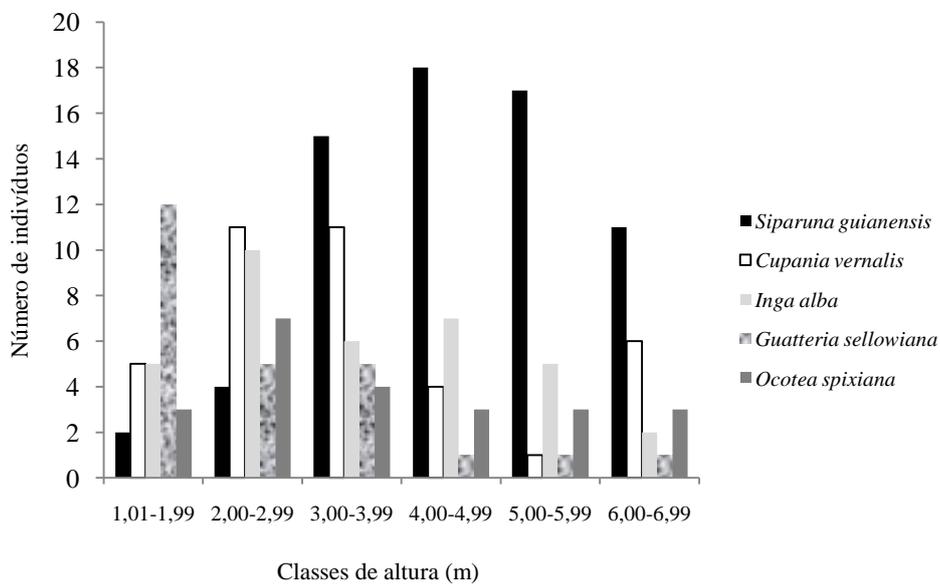


Figura 4.4. Distribuição do número de indivíduos, para as cinco espécies com maior IVI na regeneração natural categoria arvoretas (altura > 1 m e DAP < 5 cm) amostrada por classes de altura na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.

4.4. Conclusões

- A análise florística da regeneração natural e do estrato adulto da comunidade da Mata de Galeria do Capetinga em 2007 indica uma floresta futura com composição florística distinta da atual. Este pressuposto depende de muitos fatores estocásticos que poderão ser avaliados em inventários futuros. A manutenção da área sem maiores distúrbios poderá confirmar a sugestão de modificações na composição florística proposta pelo presente estudo.
- A composição florística da regeneração natural da Mata de Galeria do Capetinga, tanto na categoria muda quanto na categoria arvoreta amostrada em 2007, apresentou baixa similaridade com o estrato arbóreo em todos os anos de monitoramento da mata, indicando instabilidade da comunidade em relação ao aspecto florístico. O fogo parece ser o fator responsável por esta instabilidade, uma vez que cria nichos que favorecem, na competição, aquelas espécies que requerem ou suportam maiores níveis de luminosidade, alterações de temperatura e umidade do ar, diferentemente daquelas espécies típicas das fases mais tardias de sucessão que demandam ambientes com variações menores nas condições do ambiente.
- As diferenças de valores de importância das espécies entre os estratos da regeneração natural e das adultas sugerem mudanças na hierarquia fitossociológica da comunidade ao longo do tempo.
- A fase atual registrada para a comunidade é intermediária no processo de sucessão natural por não apresentar elevada similaridade entre o estrato adulto e regenerativo o que manteria a composição florística e a estrutura da vegetação do longo do tempo, conforme hipótese apresentada.

4.5. Agradecimentos - Os autores agradecem ao funcionário Newton Rodrigues e aos vários estudantes de Engenharia Florestal (UnB) e Biologia (UniCEUB) pela ajuda dispensada nas coletas de dados no campo. A CAPES pela concessão da bolsa de estudo à primeira autora e financiamento de parte da pesquisa-Edital Pró-equipamentos/2007. Ao CNPq pela bolsa de produtividade em pesquisa para os demais autores e pelo apoio ao projeto junto ao Programa PELD e PIBIC.

Referências bibliográficas

- ALVES, L.F. & METZGER, J.P. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* 6:1-26.
- APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society* 141:399-436.
- BERTANI, D.F., RODRIGUES, R.R., BATISTA, J.L.F. & SHEPHERD, G.J. 2001. Análise

temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. *Revista Brasileira de Botânica* 24:11:23.

- BRAGA, F.M.S. & REZENDE, A.V. 2007. Dinâmica da vegetação arbórea da Mata de Galeria do Catetinho, Brasília-DF. *Cerne* 13:138-148.
- BROKAW, N.V.L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66:682-687.
- BREARLEY, F.Q., PRAJADINATA, S., KIDD, P.S., PROCTOR, J. & SURIANTATA. 2004. Structure and floristic of an old secondary rain forest in central Kalimantan, Indonesia, and a comparison with adjacent primary forest. *Forest Ecology and Management* 195:385-397.
- BURSLEM, D.F.R.P. & WHITMORE. T. 1999. Species diversity, susceptibility to disturbance and tree population dynamics in tropical rain forests. *Journal of Vegetation Science* 10:767-776.
- COCHRANE, M.A. & SCHULZE, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31: 2-16.
- CONDIT, R., HUBBEL, S.P. & FOSTER, R.B. 1996. Changes in tree species abundance in a Neotropical forest: impact of climate change. *Journal of Tropical Ecology* 12:231-256.
- CONNELL, J.H. & GREEN, P.T. 2000. Seedling dynamics over thirty-two years in a tropical rain forest tree. *Ecology* 81:568-584.
- DAMASCENO JUNIOR, G.A., SEMIR, J., SANTOS, F.A.M. & LEITÃO FILHO, H.F. 2004. Tree mortality in a riparian forest at Rio Paraguai, Pantanal, Brazil, after an extreme flooding. *Acta Botanica Brasilica* 18:839-846.
- DEB, P. & SUNDRIYAL, R.C. 2008. Tree regeneration and seedling survival patterns in old-growth lowland tropical rainforest in Namdapha National Park, north-east India. *Forest Ecology and Management* 255:3995-4006.
- DENSLOW, J.S. 1987. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. *Annual Rev. Ecology* 18:431-451.
- DE WALT, S.J., MALIAKAL, S.K. & DENSLOW, J.S. 2003. Changes in vegetations structure and composition along a tropical forest chronosequence: implication for wildlife. *Ecology and Management* 182:139-151.
- DUPUY, J.M. & CHAZDON, R.L. 2006. Effects of vegetation cover on seedling and sapling dynamics in secondary tropical wet forests in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 22:65-76.
- DUPUY, J.M. & CHAZDON, R.L. 2008. Interacting effects of canopy gap, understory vegetation and leaf litter on tree seedling recruitment and composition in tropical secondary forests. *Forest Ecology and Management* 255:3716-3725.
- DURIGAN, G., FRANCO, G.A.D.C., SAITO, M. & BAITELLO, J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 23:369-381.

- FELFILI, J.M. 1993. Structure e dynamics of a gallery forest in Central Brazil. Ph.D. thesis. Universidade de Oxford, UK.
- FELFILI, J.M. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery Forest in Central Brazil over a six-year período (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology* 11:67-83.
- FELFILI, J.M. 1997. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Forest Ecology and Management* 91:235-245.
- FELFILI, J.M. 2000. Crescimento, recrutamento e mortalidade nas matas de galeria do Brasil Central. *In* Tópicos atuais em Botânica (T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter, orgs.). Embrapa, Brasília, p.152-158.
- FELFILI, J.M. & SILVA JÚNIOR, M.C. 1992. Floristic composition, phytosociology and comparasion of cerrado and gallery forests at Fazenda Água Limpa, Federal District, Brazil. *In* Nature and dynamics of forest-savanna boundaries. (Furley, P.A.; Proctor, J.A. & Ratter, J.A., eds.). Chapman & Hall, London, p. 393-415.
- FELFILI, J.M. & SILVA JÚNIOR, M.C. 1993. A comparative estudy of cerrado (sensu strico) vegetation in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9:277-289.
- FELFILI, J.M., FILGUEIRAS, T.S., HARIDASAN, M., SILVA JÚNIOR, M.C., MENDONÇA, R. & REZENDE, A.V. 1994. Projeto biogeografia do bioma cerrado: Vegetação e solos. *Cadernos de Geociência* 12:75-166.
- FELFILI, J.F., RIBEIRO, J.F, FAGG, C.W. & MACHADO, J.W.B. 2000. Recuperação de Matas de Galeria. Embrapa Cerrado, Série Documentos 21:1-45.
- FURLEY, P.A. 1985. Notes on the soils and plant communities of Fazenda Água Limpa (Brasília, DF. Brasil). *University of Edinburgh Occasional publications* 5:138.
- GOMES, E.P.C., MANTOVANI, W. & KAGEYAMA, P.Y. 2003. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rainforest in southeastern Brazil. *BrazilianJournal of Biology* 63:47-60.
- GOULART, N. & FELFILI, J.M. 2001. Mudanças temporais na regeneração natural da Mata do Capetinga, na Fazenda Água Limpa, DF. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 8:66-77.
- GUARIGUATA, M.R. & DUPUY, J.M. 1997. Forest regeneration in abandoned logging roads in lowland Costa Rica. *Biotropica* 29:15-28.
- GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148:185-206.
- HARPER, J.L. 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press, London.
- HARTSHORN, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica* 12:23-30.
- HENLE, K., SARRE, S. & WIEGAND, K. 2004. The role of density regulation in extinction processes and population viability analysis. *Biological Conservation* 13:9-52.

- HOOPER, E.R., LEGENDRE, P. & CONDIT, R. 2004. Factor affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. *Ecology* 85:3313-3326.
- IRIARTE, S.V.B. & CHAZDON, R.L. 2005. Light-dependent seedling survival and growth of four tree species in Costa Rican second-growth rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 21:383-395.
- IVANAUSKAS, N.M., MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R.R. 2003. Alterations following a fire in a Forest community of Alto Rio Xingu. *Forest Ecology and Management* 184:239-250.
- KENNARD, D.K., GOULD, K., PUTZ, F.E., FREDERICKSEN, T.S. & MORALES, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162:197-208.
- KENT, M. & COKER, P. 1992. *Vegetation description and analysis: a practical approach*. J. Willey & Sons, New York.
- KOVACH COMPUTING SERVICE. 2006. MVSP version 3.13 for Windows. United Kingdom.
- LANG, G. E. & KNIGHT, D. H. 1983. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a Tropical Moist. *Ecology* 64:1075-1080.
- LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., RANKIN-DE-MERONA, J.M. & LAURANCE, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79:2032-2040.
- LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T.E., VASCONCELOS, H.L., BRUNA, E.M., DIRHAM, R.K., STOUFFER, P.C., GASCON, C., BIERREGAARD, R.O., LAURANCE, S.G. & SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.
- LIEBSCH, D., MARQUES, M.C.M. & GOLDENBERG, R. 2008. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation* 141:1717-1725.
- MAGURRAN, E.A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford.
- MEDEIROS, M.M., FELFILI, J.M. & LIBANO, A.M. 2007. Comparação florístico-estrutural dos estratos de regeneração e adulto em Cerrado *sensu stricto* no Brasil Central. *Cerne* 3:1-8.
- MENDONÇA, R.C., FELFILI, J.M., WALTER, B.M.T., SILVA JÚNIOR, M.C., REZENDE, A.V., FILGUEIRA, J.S. & NOGUEIRA, P.E. 2008. Flora Vascular do Cerrado. *In* Cerrado: ambiente e flora. (S. M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro eds). Embrapa Informação Tecnológica, 2ª ed. Brasília-DF.
- NIMER, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.
- NÓBREGA, M.G.G., RAMOS, A.E. & SILVA JÚNIOR, M.C. 2001. Composição florística e estrutura na Mata de Galeria do Cabeça-de-Veadão no Jardim Botânico de Brasília-DF. *Boletim Herbário Ezechias Paulo Heringer*, 8:44-65.

- OLIVEIRA, A.P. & 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* 31:597-610.
- OLIVEIRA, E.C.L. & FELFILI, J.M. 2005. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 19:801-811.
- OLIVEIRA, M.C. & FELFILI, J.M. 2006. Dinâmica da regeneração natural em Mata de Galeria perturbada, na Fazenda Água Limpa, DF, em um período de 24 anos. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 18:65-73.
- PARCA, M.L.S. 2007. Fitossociologia e sobrevivência de árvores na Mata de Galeria do córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE, DF, em 2006, após dois incêndios em 1994 e 2005. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, Distrito Federal.
- PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Inc. San Diego.
- PINHEIRO, F. & RIBEIRO, J.F. 2001. Síndromes de dispersão de sementes em Matas de Galeria do Distrito Federal. *In Cerrado: Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria* (J.F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca & J.C. Sousa-Silva, Eds.) Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, p. 335-375.
- PINTO, J.R.R. 2002. Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. Tese de doutorado. Universidade de Brasília, Distrito Federal.
- PINTO, M.N. 1993. Paisagens do cerrado no Distrito Federal. *In Cerrado: Caracterização, Ocupação e Perspectivas*. (M.N. Pinto, ed.). Universidade de Brasília, Brasília, p. 511-541.
- RATTER, J.A. 1991. Guia para a vegetação da fazenda Água Limpa (Brasília, DF). Coleção Textos Universitários, Universidade de Brasília, Brasília.
- RICHARDS, P.W. 1964. *The tropical rain forest*. Cambridge University Press, Cambridge.
- SALLES, J.C. & SCHIAVINI, I. 2007. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. *Acta Botanica Brasílica* 21:223-233.
- SAMPAIO, A.B., NUNES, R.V. & WALTER, B.M.T. 1997. Fitossociologia de uma Mata de Galeria na Fazenda Sucupira do Cenargen, Brasília/DF. *In Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado*. (L.L. Leite & C.H. Saito, eds.). Universidade de Brasília. Brasília-DF, p.29-37.
- SANTIAGO, J., SILVA-JÚNIOR, M.C. & LIMA, L.C. 2005. Fitossociologia da regeneração natural arbórea na Mata de Galeria do Pitoco (IBGE-DF), seis anos após fogo acidental. *Scientia Florestalis* 67:64-77.
- SEVILHA, A.C. 1999. Composição e estrutura da Mata de Galeria do Capetinga, na fazenda Água Limpa, Brasília, DF, dez anos após um incêndio acidental. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Distrito Federal.

- SHEIL, D. & BURSLEM, D.F.R.P. 2003. Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 18:18-26.
- SILVA JÚNIOR, W.M., MARTINS, S.V., SILVA, A.F. & JÚNIOR, P.M. 2004. Regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. *Scientia Florestalis* 66:169-179. Pag.
- SILVA JÚNIOR, M.C. 1995. Tree communities of the gallery forest of the IBGE Ecological Reserve, Federal District, Brazil. Tese de doutorado, University of Edinburgh.
- SILVA JÚNIOR, M.C. 2001. Comparação entre matas de galerias no Distrito Federal e a efetividade do código florestal na proteção de sua diversidade arbórea. *Acta Botanica Brasilica* 15:111-118.
- SILVA JÚNIOR, M.C. 2004. Fitossociologia e estrutura diamétrica da Mata de Galeria do Taquara, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. *Revista Árvore* 38:419-428.
- SILVA JÚNIOR, M.C. 2005. Fitossociologia e estrutura diamétrica na Mata de Galeria do Pitoco, na reserva ecológica do IBGE, DF. *Cerne* 11:147-158.
- SILVA, V.F.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VENTURIN, N.; CARVALHO, W.A.C. & GOMES, J.B.V. 2005. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruma, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19:701-716.
- SOUZA, A.L., SCHETTINO, S., JESUS, R.M. & VALE, A.B. 2002. Dinâmica da regeneração natural em uma floresta ombrófila densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S.A., estado do Espírito Santo, Brasil. *Revista Árvore* 26:411-419.
- SOUZA, V.C. & LORENZI, H. 2008. Botânica sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- SPIEGEL, M.R. 1976. Estatística. Mac-Graw-Hill, São Paulo.
- SUNDRIYAL, R.C. & SHARMA, E. 1996. Anthropogenic pressure on tree structure and biomass in temperate forest of Mamlay watershed in Sikkim. *Forest Ecology of Management* 81:113-134.
- SWAINE, M.D., LIEBERMAN, D. & PUTZ, F.E. 1987. The dynamics of tree population in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3:359-366.
- SWAINE, M.D. & HALL, J.B. 1988. The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana. *Journal of Tropical Ecology* 4:253-269.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 22:217-223.
- UHL, C., BUSCHBACHER, R. & SERRÃO, E. A. S. 1988. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76:663-681.
- VAN BREUGEL, M.V., BONGERS, F. & MARTÍNEZ-RAMOS, M. 2007. Species dynamics

during early secondary forest succession: recruitment, mortality and species turnover. *Biotropica* 35:610-619.

VAN DER BERG, E. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1999. Spatial partitioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. *Flora* 194:249-266.

WHITMORE, T.C. 1984. *Tropical rain forest of the Far East*. 2^a ed. Clarendon Press, Oxford.

WHITMORE, T.C. 1996. A review of some aspects of tropical rainforest seedling ecology with suggestions for further enquiry. *In Ecology of Tropical Forest Tree seedlings* (M.D. Swaine, ed.). Unesco/Parthenon, Paris, p.3-39.

ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, 4^a ed., New Jersey

CAPÍTULO 4

ESTABELECIMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS EM ÁREA INVADIDA POR *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter NA MATA DE GALERIA DO CAPETINGA, BRASÍLIA, 20 ANOS APÓS FOGO

Maria Cristina de Oliveira

Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Departamento de Engenharia Florestal,
Universidade de Brasília, CP 04357 CEP 70919-970 - Brasília, DF. (socristinaoliveira@gmail.com)

Jeanine Maria Felfili (*in memoriam*)

Centro de Referência em Conservação da Natureza e Recuperação de Áreas Degradadas – CRAD,
Universidade de Brasília, CP 04474 CEP 70904-970 - Brasília, DF.

Manoel Claudio da Silva Júnior

Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília. Caixa Postal 04357 – Brasília, DF
70919-970. (mcsj@unb.br)

RESUMO – (Estabelecimento de Espécies Arbóreas Nativas em Área Invadida por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter na Mata de Galeria do Capetinga, Brasília, 20 anos após fogo). A invasão biológica e o fogo devido à intervenção humana são considerados os maiores distúrbios que ameaçam a integridade e sustentabilidade de ecossistemas terrestres. Este estudo teve como objetivos: 1) avaliar os impactos causados pela espécie invasora *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter sobre a composição florística, diversidade e estrutura da regeneração natural em 2007; e 2) avaliar a densidade de espécies clímax e pioneiras no estrato da regeneração natural ao longo de 20 anos sem queimadas em área natural e infestada pela espécie invasora em parcelas permanentes na Mata de Galeria do Capetinga, no Distrito Federal. Para isso, foram selecionados dois ambientes, representados por linhas de amostragem com diferentes históricos de perturbação: Linha 1, Ambiente Com Invasoras (ACI) e Linha 3, Ambiente Sem Invasoras (ASI). Foram monitoradas as parcelas de 1 a 10 de cada ambiente. A regeneração foi amostrada em sub-parcelas de 5 x 5 m para arvoretas (DAP < 5 cm e/ou altura maior que 1 m) e sub-parcelas de 2 x 2 m, para mudas (DAP < 5 cm e altura menor ou igual a 1 m). As sub-parcelas foram incluídas no interior das parcelas permanentes de 10 x 10 m utilizadas para amostragem do estrato arbóreo (DAP ≥ 5 cm). A composição florística no ASI registrou 26 espécies para mudas e 33 para arvoretas, enquanto que ACI totalizou 3 espécies para mudas e 14 para arvoretas. Em ASI o $H' = 2,71 \text{ nats ind}^{-1}$ para mudas e $3,20 \text{ nats ind}^{-1}$ para arvoretas. Já em ACI o $H' = 1,00 \text{ nats ind}^{-1}$ para mudas e $1,97 \text{ nats ind}^{-1}$ para arvoretas. O teste t de Hutcheson ($p < 0,05$) detectou diferenças entre H' das duas categorias da regeneração nos dois ambientes. Em ASI ocorreram 138 indivíduos, sendo 78 mudas e 60 arvoretas. Já em ACI foram amostrados 61 indivíduos regenerantes, 11 mudas e 50 arvoretas. Após 20 anos sem fogo em ASI foi possível observar aumento da participação de mudas de espécies tolerantes à sombra, e decréscimo na representação das pioneiras. O fechamento de dossel e a consequente diminuição da incidência de luz, pode, em parte, ter favorecido o recrutamento de espécies de estágios mais avançados de sucessão. Em ACI houve aumento gradativo da participação das espécies clímax e a concomitante redução das espécies pioneiras e ou daquelas que demandam luz. A presença da espécie *P. aquilinum* prejudicou o processo de colonização e estabelecimento das espécies arbóreas nativas e, conseqüentemente, atuou de forma negativa no processo de restauração da riqueza e diversidade na Mata de Galeria do Capetinga.

Palavras-chaves: Mata de Galeria, fogo, invasão biológica, regeneração, perda de biodiversidade.

ABSTRACT – (Establishment of Native Arboreal Species in Area Invaded by *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter in the Capetinga Gallery Forest 20 years after fire). Biological invasion and fire caused by human intervention are considered to be the greatest disturbances threatening the integrity and sustainability of terrestrial ecosystems. The objectives of this study were: 1) to evaluate the impacts caused by the invader *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter on the floristic composition, diversity and the natural regeneration structure in 2007; and 2) evaluate the density of climax species and pioneers on regeneration, over a 20 year period without fire, in natural areas and areas infested by invaders, in permanent plots within the Capetinga Gallery Forest in the Federal District of Brazil. Two areas were selected and represented by sample lines with different disturbance histories: Line 1, Area with Invaders (AWI) and Line 3, Area Without Invaders (AOI). Plots 1 to 10 in each area were monitored. Regeneration was sampled in sub-plots of 5 x 5 m for saplings (DAP < 5 cm and height greater than 1 m) and sub-plots of 2 x 2 m for seedlings (DAP < 5 cm and height ≤ 1 m). The sub-plots were included in permanent plots of 10 x 10 m used for tree sampling (DAP ≥ 5 cm). The floristic composition in the AOI included 26 species for seedlings and 33 for saplings, while the AWI totalized three species for seedlings and 14 for saplings. In AOI, the H' was $2,71 \text{ nats ind}^{-1}$ for seedlings and $3,20 \text{ nats ind}^{-1}$ for saplings. Hutcheson's t-test ($p < 0,05$) detected differences between the H' of the regeneration layers in both areas. In the AOI, 138 individuals were observed, 78 seedlings and 60 saplings. In the AWI, 61 regenerators were found, 11 seedlings and 50 saplings.

After 20 years without fire, it was observed an increment in the number of seedlings tolerant to shade and a lower number of pioneers in the AOI. Canopy cover increment with lower light incidence may, in part, have favoured recruitment of late successional species. In the AWI there was a gradual increment in the participation of climax species and the simultaneous reduction of pioneer species and/or those which demand light. The presence of *P. aquilinum* seems to decrease colonization and establishment process of woody native species, and consequently, had a negative effect on the restoration of richness and diversity in the Capetinga Gallery Forest.

Keywords: Gallery Forest, fire, biological invasion, regeneration, loss of biodiversity.

5. ESTABELECIMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS EM ÁREA INVADIDA POR *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter NA MATA DE GALERIA DO CAPETINGA, BRASÍLIA, 20 ANOS APÓS FOGO

5.1. Introdução

Florestas tropicais podem se recuperar após distúrbios antropogênicos (Uhl *et al.* 1988, Aide *et al.* 2000). No entanto, distúrbios severos frequentemente resultam em condições que impedem a recuperação da floresta (Slocum *et al.* 2004). Esses sítios degradados são geralmente dominados por gramíneas (Uhl *et al.* 1988, Aide & Cavelier 1994, Cavelier *et al.* 1998, Cabin *et al.* 2002) ou samambaias (Cohen *et al.* 1995, Walker & Boneta 1995), além que podem impor barreiras para regeneração arbórea e atrasar o processo sucessional (Slocum *et al.* 2004). Importantes barreiras para regeneração arbórea incluem: competição com gramíneas e samambaias por umidade no solo, nutrientes e luz (Aide & Cavelier 1994, Guimarães-Vieira *et al.* 1994, Holl *et al.* 2000, Nepstad *et al.* 1996, Walker 1994, Zimmerman *et al.* 2000), e dispersão limitada em paisagens dominadas por gramíneas e samambaias que oferecem poucos recursos atrativos para os dispersores de sementes (Holl *et al.* 2000, Slocum & Horvitz 2000, Zimmerman *et al.* 2000).

A invasão biológica e o fogo devido à intervenção humana são considerados os maiores distúrbios que ameaçam a integridade e sustentabilidade de ecossistemas terrestres (D'Antonio & Vitousek 1992). Áreas ripárias sujeitas a distúrbios antropogênicos são altamente vulneráveis a invasão por espécies vegetais exóticas (Hood & Naiman 2000), e o efeito potencial dessas espécies sobre a comunidade vegetal inclui a redução na densidade e riqueza de espécies nativas (Standish *et al.* 2001), mudanças na estrutura da comunidade (Woitke & Dietz 2002), o que frequentemente resulta na alteração do processo sucessional (Parker *et al.* 1999).

A sucessão florestal secundária tem sido descrita como um processo de colonização e substituição de grupos funcionais de espécies com diferentes atributos de história de vida, tais como, taxa de dispersão de sementes, longevidade e tamanho na maturidade (Huston & Smith 1987). A variedade de modelos de colonização e substituição de espécies é imensa, e depende do sítio e da disponibilidade de espécies. A variação desses modelos tem sido relacionada a fatores ambientais tais como características do solo (Donfack *et al.* 1995, China 2002), distância das fontes de propágulos (Mesquita *et al.* 2001), características das espécies dominantes (Mesquita *et al.* 2001) e história de distúrbios naturais e antropogênicos (Uhl *et al.* 1988, Pascarella *et al.* 2000).

Muitos estudos sobre recuperação de florestas tropicais após distúrbios têm focado na sucessão em áreas de agricultura após corte e queima e em pastagens abandonadas (Uhl 1987, Uhl *et al.* 1988, Mesquita *et al.* 2001, China 2002). De acordo com a Hipótese da Composição Florística Inicial (IFC) de Egler (1954), em campos de agricultura abandonados em sistema

neotropical, a maioria das espécies que dominam o processo sucessional mais avançado, podem colonizar os sítios no início da sucessão. Ou seja, tanto espécies pioneiras quanto as tolerantes à sombra estariam presentes no início da sucessão, embora as espécies pioneiras estariam presentes em maior abundância (Finegan 1996). Porém, essas espécies se tornariam dominantes após diferentes períodos de tempo, dependendo da sua taxa de crescimento e duração de vida (Peña-Claros 2003). Assim, as florestas são colonizadas inicialmente por um grupo de espécies pioneiras que seriam posteriormente substituídas por espécies do grupo sucessional mais tardio. De acordo com o modelo aplicado nas florestas tropicais, a sucessão, seguida de distúrbio, possui quatro estágios: 1) colonização inicial por herbáceas e arbustos; 2) colonização por pioneiras de vida curta (3-30 anos); 3) colonização de pioneiras de vida longa (75-150 anos) e 4) colonização posterior por espécies tolerantes à sombra (floresta madura) (Finegan 1996, Guariguata & Ostertag 2001). As espécies que demandam luz dos três primeiros estágios chegariam logo após a ocorrência do distúrbio, enquanto as espécies tolerantes à sombra colonizariam continuamente e, finalmente, substituiriam as espécies pioneiras de longa vida (Hooper *et al.* 2004).

A ocorrência e/ou dominância de espécies invasoras em determinado local por longos períodos tem sido considerada indicador de áreas submetidas a perturbações intensas, onde a regeneração natural da floresta tende a ocorrer de forma lenta (Fox *et al.* 1997). George & Bazzaz (1999) apontaram que sub-bosques desenvolvidos de samambaias influenciam o solo e levam à redução diferencial na emergência e estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas nativas. Este é o mecanismo pelo qual samambaias influenciam a emergência de plântulas, seu crescimento e sobrevivência e, conseqüentemente, a composição e estrutura futura da floresta.

A samambaia *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn (Dennstaedtiaceae) é considerada uma das espécies invasoras de maior sucesso no mundo (Taylor 1990), e se estabelece em vários tipos de vegetação, especialmente clareiras naturais ou áreas que sofreram incêndios ou desmatamento (Alonso-Amelot & Rodolfo-Baechler 1996, Scheneider 2004, Harmer *et al.* 2005). Para Watt (1919), Marris (1988), Humphrey & Swaine (1997) e Marris *et al.* (2000) não existe dúvida de que, sob algumas circunstâncias, *P. aquilinum* inibe a germinação, estabelecimento e crescimento de espécies arbóreas nativas através do sombreamento direto, abafamento, ou pela presença física da necromassa. Além disso, outros autores afirmam que a liberação no solo de compostos tóxicos pela interferência alelopática seria outro agravante para a regeneração de outras espécies (Gliessman & Muller 1978, Dolling *et al.* 1994). Assim, o sucesso dessa invasora tem sido atribuído a fatores como: poder competitivo, forma de vida, reprodução vegetativa e imunidade à herbivoria e doenças (Marris & Watt 2006).

Apesar da magnitude de invasões ocorrendo no mundo, os mecanismos de impacto da invasão ainda não são bem entendidos (Blossey 1999). Ecólogos têm se esforçado para entender o

impacto dessas invasões sobre a estrutura e dinâmica de comunidades vegetais (Parker *et al.* 1999, Byers *et al.* 2002). Neste contexto, este estudo teve como objetivos: 1) avaliar os impactos causados pela invasão de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter sobre a composição florística, diversidade e estrutura da regeneração natural amostrada em 2007 (20 anos após incêndio ocorrido em 1987) e 2) avaliar a proporção da densidade de espécies clímax e pioneiras na regeneração natural ao longo de 20 anos sem queimadas, em área natural e infestada por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter em parcelas permanentes na Mata de Galeria do córrego Capetinga, Brasília-DF.

O estudo partiu das seguintes hipóteses:

1) a presença da espécie invasora *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter prejudica o processo de colonização e estabelecimento, diminuindo a diversidade e a densidade das espécies arbóreas nativas;

2) o sombreamento provocado pela espécie invasora *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter favorece, ao longo do tempo, a regeneração natural de espécies clímax no estágio de cicatrização da floresta 20 anos pós fogo.

5.2. Material e métodos

5.2.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na cabeceira da Mata de Galeria do córrego (Figura 1.3 – página 6). Capetinga, situada na Fazenda Água Limpa (FAL), Distrito Federal, localizada entre as coordenadas de 15°56 a 15°59 S e 47°55 a 47°58 W e pertencente à Universidade de Brasília. Com área de aproximadamente 40 ha, a Mata do Capetinga encontra-se inserida na Área de Relevante Interesse Ecológico (ÁRIE) Capetinga-Taquara.

A Mata de Galeria do Capetinga coloniza solos distróficos, álicos e bem drenados (Furley 1985). De topografia plana a suave ondulada, a mata situa-se acima de 1.000 m de altitude, com declives inferiores a 8% (Pinto 1993). Segundo a classificação de Köpen o clima da região é do tipo Aw, caracterizado por duas estações bem definidas: uma quente e chuvosa (de outubro a abril) e outra fria e seca (de maio a setembro) (Nimer 1989). As médias anuais de temperatura e precipitação nos últimos vinte e sete anos (1980-2007) foram de 22,1° C (máxima de 27,1° C e mínima de 15,3° C) e 1.439 mm, respectivamente, de acordo com os dados da Estação Meteorológica do Roncador localizada na Reserva Ecológica do IBGE contígua a área de estudo (Figura 1.2 – página 5).

5.2.2. Histórico da área

De modo geral, as fisionomias existentes na FAL, principalmente o Cerradão e as Matas de Galeria foram bastante perturbadas em função de desmatamento (corte raso), roçados e monocultura até o ano de 1971 (Ratter 1991). A supressão das atividades humanas na fazenda ocorreu após doação da área da Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil (NOVACAP) à Fundação Universidade de Brasília, em 1972. Além dessas perturbações antrópicas, vestígios de fogo também foram documentados nessa época na fazenda, em particular na Mata de Galeria do Capetinga. As primeiras referências quanto às queimadas na Mata do Capetinga foram descritas em 1976 (Ratter 1991). Segundo Ratter a queimada ocorreu na estação seca de 1975 e pôde ser evidenciada pela carbonização de troncos e de ramos caídos na mata observados durante os estudos realizados na área em 1976 e 1977. No ano de 1987, há 23 anos, novo incêndio alcançou a área abrindo várias clareiras, facilitando ainda mais a propagação da samambaia *Pteridium aquilinum* e da gramínea nativa *Ichnanthus bambusiflorus* no interior dessa floresta (Felfili & Silva Júnior 1992).

5.2.3. Espécie estudada

A samambaia invasora estudada neste trabalho será denominada de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter conforme prévia identificação obtida no Herbário da Universidade de Brasília. No entanto, outras combinações relativas à classificação botânica desta espécie podem ser encontradas em alguns trabalhos realizados no Brasil como, por exemplo, *Pteridium aquilinum* var. *arachnoideum* por Belinato & Silva Matos (2003), *Pteridium aquilinum* (Klf.) Herter. por Silva & Silva Matos 2006, *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon por Pinheiro & Durigan (2009) e Portela *et al.* (2009).

5.2.4. Inventário contínuo

Dados de composição florística, estrutura e regeneração natural da Mata de Galeria do Capetinga estão sendo descritos para o local desde 1983, quando foi estabelecido o sistema de inventário contínuo através de parcelas permanentes e feita a primeira medição (Felfili & Silva Júnior 1992). Foram instaladas na área amostrada 100 parcelas permanentes de 100 m² (10 × 10 m), as quais foram distribuídas em quatro linhas disposta de maneira sistemática, onde a distância entre os transectos é de 150 m, exceto no último, quando a distância foi de 300 m (Figura 5.1). A partir daí, avaliações da dinâmica se seguiram nos anos de 1986, 1989 (Felfili & Silva Júnior 1992, Goulart & Felfili 2001), 1997 (Sevilha 1999), 2002 (V.E. Santos - dados não publicados) e 2007 (este estudo).

Para a realização deste trabalho foram selecionados dois ambientes, representados pelas linhas 1 e 3 no sistema de inventário contínuo com diferentes históricos de perturbação (Figura 5.1).

Estes ambientes foram identificados de acordo com o histórico da área, baseado na literatura, entrevistas e verificação em campo. Os ambientes foram assim descritos:

Ambiente Com Invasora (ACI) – Linha 1 = área com histórico diferenciado de perturbação onde, por volta da década de 60, a vegetação foi abatida (corte raso) em aproximadamente 100 m para implantação de cultivo de subsistência (Ratter 1991) e, provavelmente, abandonada no início da década de 1970. Após abandono da área de cultivo possivelmente teve início a propagação da samambaia *P. aquilinum* anotada no primeiro levantamento florístico realizado na Mata de Galeria do Capetinga em 1976 por Ratter (J.A. Ratter 1999, dados não publicados). Este ambiente encontra-se distante 300 m do Ambiente Sem Invasora (ASI).

Ambiente Sem Invasora (ASI) – Linha 3 = área de Mata de Galeria em fase de recuperação após incêndios ocorridos nos anos de 1975 e 1987 e sem a presença da espécie *Pteridium aquilinum*.

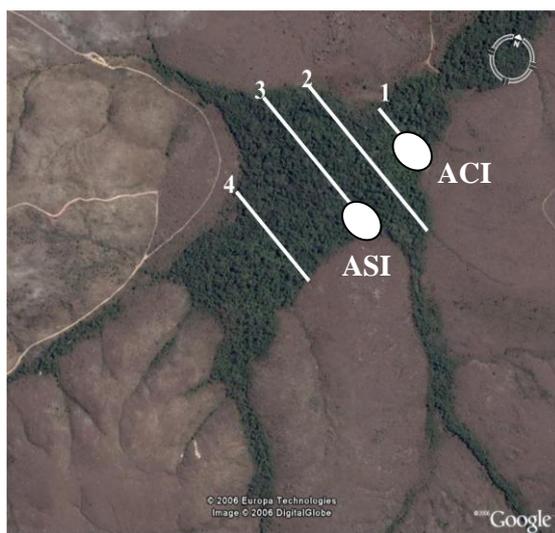


Figura 5.1. Imagem da área de trabalho com a disposição das linhas centrais (1, 2, 3 e 4) do sistema de inventário contínuo ao longo da cabeceira da Mata de Galeria do córrego Capetinga na Fazenda Água Limpa, Brasília – DF. As dez primeiras parcelas das linhas 1 e 3 representam os Ambientes Com Invasoras (ACI) e Ambientes Sem Invasora (ASI), respectivamente. Imagem: Google Earth.

5.2.5. Amostragem da regeneração natural em 2007

Para este estudo, foram monitoradas as parcelas de 1 a 10 de cada um dos ambientes pré selecionados na área (ACI e ASI). Para o estrato da regeneração natural, duas categorias de desenvolvimento foram adotadas: (i) mudas: indivíduos com até 1m de altura e DAP < 5 cm, considerados não estabelecidos; e (ii) arvoretas: indivíduos maiores do que 1 m de altura e/ou

menores que 5 cm de DAP, considerados estabelecidos (Felfili & Silva Júnior 1992). Para amostragem da regeneração natural no interior de cada parcela de 10 x 10 m foram alocadas, no canto esquerdo inferior, sub-parcelas de 5 x 5 m para amostragem de arvoretas e, dentro destas, foram estabelecidas sub-parcelas de 2 x 2 m para amostragem de mudas (Figura 1.5 – página 10).

Para cada ambiente foi calculado o índice de diversidade de Shannon & Wiener (H') e a Equabilidade de Pielou (J') (Magurram 2004). Os valores de H' nos dois ambientes, para cada categoria da regeneração natural, foram comparados pelo teste t de Hutcheson (Zar 1999).

Para descrever a estrutura da regeneração natural da comunidade em ACI e ASI foram calculados os parâmetros fitossociológicos de densidade e frequência relativas e o Valor de Importância (VI) (Kent & Coker 1992) das espécies no ano de 2007.

A partir dos inventários realizados na área após o último incêndio ocorrido em 1987, a saber: 1989 (2 anos após o fogo) (Felfili & Silva Júnior 1992, Goulart & Felfili 2001); 1997 (10 anos após o fogo) (Sevilha 1999); 2002 (15 anos após o fogo) (V.E. Santos – dados não publicados); e 2007 (20 anos após o fogo) (este estudo), as listas de espécies da regeneração natural nas categorias de mudas e arvoretas foram organizadas nos dois ambientes para cada ano inventariado.

Em seguida, as espécies foram classificadas em grupos ecológicos. Os grupos ecológicos utilizados (Felfili 1993) foram: tolerante ao sombreamento (TS); espécie não-pioneira que demanda luz (DL) e espécie pioneira (P). Onde as TS são aquelas espécies que regeneram e se estabelecem sob dossel fechado; as DL são aquelas que regeneram sob grande variedade de condições, mas predominam e se estabelecem principalmente em área aberta; e espécies P são aquelas consideradas colonizadoras de áreas que sofreram distúrbios naturais, tais como clareiras abertas por queda de árvores. Os critérios usados para atribuir o grupo ecológico a cada espécie foram baseados em revisão de literatura (Swaine & Whitmore 1988 e modificado por Oliveira-Filho *et al.* 1994, Gandolfi 1991, Felfili 1993, Felfili 1997 a,b, Felfili *et al.* 2000).

Para cada espécie encontrada na Mata de Galeria do Capetinga, sinônimas recentes foram checadas em Mendonça *et al.* (2008). As espécies foram agrupadas em famílias de acordo com o Angiosperm Phylogeny Group II (APG II 2003) conforme Souza & Lorenzi (2008).

Foram construídos gráficos para avaliar a porcentagem da densidade de espécies clímax e pioneiras ao longo dos 20 anos sem incêndios.

A densidade total das mudas e arvoretas ao longo de 20 anos sem fogo foram submetidas a tratamento estatístico para determinação de associação entre os ambientes com e sem invasoras. Para tanto, estes dados foram submetidos à comparação estatística pelo Qui-quadrado (Zar 1999).

5.3. Resultados e discussão

5.3.1. Composição Florística

5.3.1.1. Categoria Mudanças (Ambiente Sem Invasora - ASI e Ambiente Com Invasora –ACI)

No levantamento de 2007 para ASI as mudas estavam distribuídas em 18 famílias, 24 gêneros e 26 espécies, enquanto que em ACI estas encontravam-se distribuídas em 3 famílias, 3 gêneros e 3 espécies (Tabela 3.1).

Em ASI as oito famílias mais representativas em número de espécies para mudas foram: Melastomataceae (3 espécies), Chrysobalanaceae, Lauraceae, Moraceae, Myrsinaceae Myrtaceae, Rubiaceae e Sapotaceae (2 cada) que, juntas, representaram 65,38% do total de espécies (Tabela 3.1).

Dos 24 gêneros amostrados no ASI, 22 (91,67%) foram representados por uma única espécie e os dois restantes (*Myrcia* e *Myrsine*) por duas espécies cada. Dos três gêneros amostrados no ACI, *Copaifera*, *Guatteria* e *Myrcia*, todos foram representados por uma única espécie (Tabela 3.1).

5.3.1.2. Categoria Arvoretas (ASI e ACI)

Em ASI as arvoretas distribuíram-se por 26 famílias, 32 gêneros e 33 espécies e 14 famílias, 14 gêneros e 14 espécies em ACI (Tabela 3.1).

Em ASI as seis famílias mais ricas em espécies foram Fabaceae (6 espécies), Myrtaceae (4), Lauraceae, Melastomataceae e Vochysiaceae (2 cada) que, juntas, somaram 48,48% do total de espécies. As 14 famílias encontradas no ACI foram representadas por somente um gênero e uma espécie em cada (Tabela 3.1).

Dos 32 gêneros amostrados no ASI, 31 (96,87%) foram representados por uma única espécie e apenas *Miconia* foi representada por duas espécies (Tabela 3.1).

5.3.1.3. Mudanças x Arvoretas (ASI e ACI)

Em ASI, das 18 famílias encontradas na categoria mudas, duas (Rubiaceae e Moraceae) não ocorreram como arvoretas. Das 26 famílias da categoria arvoretas, oito não possuem representantes na categoria mudas. São elas: Vochysiaceae, Urticaceae, Sapindaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Anacardiaceae, Boraginaceae e Simaroubaceae.

As três famílias da categoria mudas presentes em ACI estavam também representadas como arvoretas. Para as 14 famílias pertencentes à categoria arvoretas, dez não possuem representantes na categoria mudas, a saber: Rubiaceae, Meliaceae, Urticaceae, Chrysobalanaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Asteraceae, Burseraceae, Siparunaceae e Melastomataceae. Cada família foi representada por apenas uma espécie.

Do total de 45 espécies amostradas nas duas categorias de regeneração, 15 (33,33%)

colonizavam os dois ambientes e 30 (66,66%) ocorreram somente no ASI, com destaque para *Pouteria ramiflora* e *Licania apetala*, espécies que demanda luz e tolerante à sombra, respectivamente (Tabela 3.1). Vale ressaltar que *P. ramiflora* está amplamente distribuída nas fitofisionomias do bioma Cerrado como: Cerrado sentido restrito, Campo Cerrado, Campo Sujo, Cerradão e Matas de Galeria no Distrito Federal (Silva Júnior 2005), em sua fase adulta, cresce e se reproduz a pleno sol (Silva Júnior 1995). Na região Centro Oeste *L. apetala* é amostrada nas Matas de Galeria e Estacionais (Silva Júnior & Pereira 2009). Segundo esses autores esta espécie foi encontrada em 14 das 21 Matas de Galeria no Distrito Federal.

Dentre as 15 espécies amostradas nos dois ambientes, 8 (53,00%) são consideradas tolerantes à sombra (*Amaioua guianensis*, *Guatteria sellowiana*, *Licania apetala*, *Myrcia rostrata*, *Myrcia sellowiana*, *Ocotea spixiana*, *Protium heptaphyllum* e *Siparuna guianensis*).

A espécie *Roupala montana* que demanda luz, ocorreu exclusivamente em ACI (Tabela 3.1). Esta é uma espécie que apresenta comportamento generalista quanto a germinação, e seu melhor estabelecimento ocorreu em borda de mata (Felfili & Abreu 1999). Porém, pode ser encontrada também em Cerradão e Cerrado sentido restrito (Silva Júnior 2005).

A comparação entre mudas para ASI x ACI apresentou diferenças marcantes para famílias (18 ASI x 3ACI), gêneros (24 x 3) e espécies (26 x 3), assim como para arvoretas, que apresentaram (26 x 3) famílias, (32 x 14) gêneros e (33 x 14) espécies, resultados que indicam a severa interferência de *P. aquilinum* na germinação e estabelecimento de mudas e arvoretas de espécies nativas na Mata de Galeria do Capetinga.

Resultado semelhante foi encontrado por Pysek & Pysek (1995) na Bohemia, República Tcheca, onde ocorreram, em média, 7,5 espécies em ambiente invadido por *Heracleum mantegazzianum*, e 12,8 espécies em ambiente livre de invasão. Gerber *et al.* (2008), em oito sítios de áreas ripárias na Europa (sudoeste da Suíça e da Alemanha e leste da França), também demonstraram a menor riqueza de espécies nativas em ambiente invadido por *Fallopia* spp. Já Mason *et al.* (2009), avaliaram 20 estudos conduzidos em diferentes localidades e constataram que invasores graminóides ou arbóreos afetaram negativamente a riqueza de espécies nativas.

Tabela 3.1. Espécies, famílias, requerimento em luz (RL) e densidade de plantas arbóreas nativas amostradas nos levantamentos realizados ao longo do tempo no Ambiente Sem Invasora (ASI) e Ambiente Com Invasora (ACI) para a regeneração natural categorias mudas e arvoretas na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. Siglas no final da Tabela.

Espécies	Família	RL	1989				1997				2002				2007			
			ASI		ACI		ASI		ACI		ASI		ACI		ASI		ACI	
			M	A	M	A	M	A	M	A	M	A	M	A	M	A	M	A
<i>Amaioua guianensis</i>	Rubiaceae	TS	1	3	-	-	2	1	3	1	1	-	-	1	1	-	-	1
<i>Cabrlea canjerana</i>	Meliaceae	DL	5	-	-	1	1	-	-	4	-	-	-	3	1	1	-	2
<i>Callisthene major</i>	Vochysiaceae	DL	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	1	-	-
<i>Cecropia pachystachia</i>	Urticaceae	P	-	1	1	6	-	1	2	18	-	1	-	17	-	1	-	7
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Fabaceae – Caes.	TS	8	3	3	-	-	2	4	-	1	3	3	-	2	2	3	-
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	Lauraceae	TS	-	-	-	-	-	-	8	-	3	-	1	-	2	1	-	-
<i>Cupania vernalis</i>	Sapindaceae	DL	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-
<i>Guatteria sellowiana</i>	Annonaceae	TS	8	1	3	2	3	-	10	3	1	1	25	16	1	-	6	19
<i>Inga alba</i>	Fabaceae – Mimo.	P	-	1	1	1	-	2	-	5	1	1	-	2	2	4	-	1
<i>Jacaranda puberula</i>	Bignoniaceae	DL	-	1	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Lamanonia tomentosa</i>	Cunoniaceae	DL	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Licania apetala</i>	Crhysobalanaceae	TS	6	1	1	-	7	1	2	-	5	-	-	2	15	2	-	3
<i>Maprounea guianensis</i>	Euphorbiaceae	DL	7	5	32	1	1	5	-	3	-	3	1	2	-	2	-	-
<i>Matayba guianensis</i>	Sapindaceae	DL	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	-	-	-	1	-	-
<i>Miconia sellowiana</i>	Melastomataceae	TS	2	1	-	-	-	-	-	-	-	2	3	-	-	1	-	-
<i>Myrcia rostrata</i>	Myrtaceae	TS	-	-	-	-	-	-	-	3	-	2	2	4	2	2	-	2
<i>Myrcia sellowiana</i>	Myrtaceae	TS	4	5	2	1	1	-	-	-	-	2	-	-	4	-	2	-
<i>Nectandra reticulata</i>	Lauraceae	TS	6	6	4	1	1	5	1	2	-	5	-	1	-	-	-	-
<i>Ocotea spixiana</i>	Lauraceae	TS	1	7	-	-	-	2	-	1	-	3	-	-	2	7	-	1
<i>Piptocarpha macropoda</i>	Asteraceae	P	7	4	3	17	-	3	-	7	-	3	-	6	-	1	-	3
<i>Pouteria ramiflora</i>	Sapotaceae	DL	1	1	2	-	-	2	-	-	1	2	-	-	19	1	-	-
<i>Protium heptaphyllum</i>	Burseraceae	TS	1	6	-	-	1	3	-	-	-	5	-	-	4	3	-	1
<i>Sclerolobium paniculatum</i> var. <i>rubiginosum</i>	Fabaceae –Caes.	P	-	1	4	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	3	-	-
<i>Siparuna guianensis</i>	Siparunaceae	TS	1	19	-	-	1	7	-	6	3	7	-	8	1	5	-	3
<i>Tapirira guianensis</i>	Anacardiaceae	DL	-	4	8	-	-	1	-	1	-	3	-	4	-	2	-	-
<i>Tibouchina candolleana</i>	Melastomataceae	DL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	3
<i>Xylopia emarginata</i>	Annonaceae	TS	-	-	-	3	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	-	-
<i>Erythroxylum</i> sp.	Erythroxylaceae	DL	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Continuação...

Espécies	Família	RL	1989				1997				2002				2007			
			ASI		ACI		ASI		ACI		ASI		ACI		ASI		ACI	
			M	A	M	A	M	A	M	A	M	A	M	A	M	A	M	A
<i>Maytenus alaternoides</i>	Celastraceae	TS	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ouratea castaneifolia</i>	Ochanaceae	DL	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prunus brasiliensis</i>	Rosaceae	TS	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sorocea bonplandii</i>	Moraceae	P	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salacia elliptica</i>	Celastraceae	TS	-	-	-	-	1	2	-	-	1	2	-	-	3	1	-	-
<i>Calypthranthes clusiaefolia</i>	Myrtaceae	TS	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-
<i>Virola sebifera</i>	Myristicaceae	DL	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudolmedia laevigata</i>	Moraceae	P	-	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Apocynaceae	DL	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gomidesia lindeniana</i>	Myrtaceae	TS	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-
<i>Cordia sellowiana</i>	Boraginaceae	DL	-	4	-	-	-	2	-	-	-	2	-	-	-	1	-	-
<i>Simarouba amara</i>	Simaroubaceae	P	2	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	2	-	-
<i>Xylopia sericea</i>	Annonaceae	P	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mouriri glazioviana</i>	Melastomataceae	TS	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-
<i>Micropholis venulosa</i>	Sapotaceae	TS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Hirtella glandulosa</i>	Chrysobalanaceae	DL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Myrsine coriacea</i>	Myrsinaceae	DL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2	1	-	-	3
<i>Myrsine guianensis</i>	Myrsinaceae	TS	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-
<i>Faramea hyacinthina</i>	Rubiaceae	TS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-
<i>Miconia cuspidata</i>	Melastomataceae	TS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Symplocos mosenii</i>	Symplocaceae	DL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2	-	-
<i>Aspidosperma discolor</i>	Apocynaceae	DL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Dalbergia foliolosa</i>	Fabaceae – Papi.	DL	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	1	-	-
<i>Andira vermifuga</i>	Fabaceae – Papi.	DL	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	3	-	-
<i>Psychotria</i> sp.	Rubiaceae	TS	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Siphoneugena densiflora</i>	Myrtaceae	DL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2	-	-
<i>Machaerium acutifolium</i>	Fabaceae – Papi.	DL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-
<i>Qualea multiflora</i>	Vochysiaceae	DL	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-
<i>Roupala montana</i>	Proteaceae	DL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4	-	-	-	1
<i>Terminalia glabrescens</i>	Combretaceae	DL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-

Continuação...

	1989				1997				2002				2007			
	ASI		ACI		ASI		ACI		ASI		ACI		ASI		ACI	
	M	A	M	A	M	A	M	A	M	A	M	A	M	A	M	A
Total de espécies	19	28	14	9	14	20	9	13	10	33	8	18	26	33	3	14
Densidade absoluta indivíduos	66	94	66	33	23	44	32	57	18	66	37	77	78	60	11	50
Área total amostrada (m ²)	40	250	40	250	40	250	40	250	40	250	40	250	40	250	40	250

Requerimento em luz (RL): P = Pioneira, DL= Demanda Luz, TS= Tolerante à Sombra (segundo Swaine & Whitmore 1988 e modificado por Oliveira-Filho *et al.* 1994, Gandolfi 1991, Felfili 1993, Felfili 1997 a,b, Felfili *et al.* 2000). Categorias da regeneração natural: M = mudas, A = arvoretas.

5.3.2. Diversidade florística

Para as mudas em Ambiente Sem Invasora (ASI) o índice de diversidade de Shannon (H') de 2,71 nats ind⁻¹ foi significativamente superior ao encontrado para essa mesma categoria em Ambiente Com Invasora (ACI) $H'= 1,00$ nats ind⁻¹ ($P < 0,001$) (Tabela 3.2). Para a categoria arvoretas em ASI o $H'= 3,28$ nats ind⁻¹ também foi significativamente maior do que para o ACI, $H'= 1,97$ nats ind⁻¹ ($P < 0,001$) (Tabela 3.2). Esses resultados corroboram a hipótese de que a presença da espécie *P. aquilinum* interfere de forma severa no processo de estabelecimento e crescimento e, conseqüentemente, na diversidade de espécies arbóreas nativas na Mata de Galeria do Capetinga.

Tabela 3.2. Número de espécies, índice de diversidade de Shannon & Wiener (H') e índice de equalibilidade de Pielou (J') para as mudas e arvoretas nos dois ambientes estudados na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. ASI (Ambiente Sem Invasora) e ACI (Ambiente Com Invasora).

Ambientes	Número de espécies		H' (nats ind ⁻¹)		Pielou (J')	
	Mudas	Arvoretas	Mudas	Arvoretas	Mudas	Arvoretas
ASI	26	33	2,71*	3,28*	0,83	0,94
ACI	3	14	1,00	1,97	0,91	0,79

*Valores estisticamente diferente entre os ambientes pelo teste t de Hutcheson ($p < 0,05$).

O resultado confirma as observações de Pysek & Pysek (1995), que encontraram baixo $H'= 0,52$ nats ind⁻¹, em área invadida por *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier, quando comparado com a comunidade não invadida com $H'= 1,22$ nats ind⁻¹. Silva Júnior *et al.* (2004) também encontraram menor valor de $H'= 1,91$ nats ind⁻¹ para regeneração natural de espécies arbóreas nativas em área de pastagem coberta pela gramínea africana *Melinis minutiflora* P. Beauv., em comparação com ambiente preservado, $H'= 3,15$ nats ind⁻¹. Hulme & Bremner (2006), em vegetação ripária na Inglaterra, observaram que a invasão por *Impatiens glandulifera* Royle reduziu a diversidade de espécies nativas na área. Pegado *et al.* (2006), na Caatinga, também observaram menor valor de $H'= 1,14$ nats ind⁻¹ para a regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas nativas em área invadida por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC., em comparação com ambiente preservado, $H'= 2,31$ nats ind⁻¹. Oswalt *et al.* (2007) demonstraram que a cobertura da espécie invasora *Microstegium vimineum* (Trin.) A. Camus foi negativamente correlacionada com a diversidade de plântulas de espécies arbóreas nativas em floresta no Tennessee nos Estados Unidos.

Os baixos índices de diversidade registrados para a regeneração natural em ambas as categorias,

em ACI aparentemente são justificados pela invasão por *P. aquilinum*, cuja presença maciça deve ter impedido a germinação, crescimento inicial e estabelecimento de muitas espécies arbóreas nativas na área. Portanto, mesmo as quatro décadas de corte raso e as duas décadas sem incêndio não foram suficientes para que a sucessão natural permitisse a restauração da diversidade arbórea a valores próximos aos encontrados em ambientes de Mata de Galeria preservados, cujos valores foram para arvoretas de 3,23 nats ind⁻¹ para a borda, e 3,02 nats ind⁻¹ para o interior da mata, e para mudas de 3,20 nats ind⁻¹ e 2,67 nats ind⁻¹, para interior e borda da mata, respectivamente (Oliveira & Felfili 2005). Na floresta de vale do Véu de Noiva no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Pinto (2002) encontrou valores de H' para arvoretas de 3,95 nats ind⁻¹ e 4,02 nats ind⁻¹ para juvenis. Na mata do Capetinga, o episódio da invasão por *Pteridium aquilinum* interferiu negativamente no processo de restauração da diversidade de espécies na área de estudo, atrasando o processo de sucessão secundária, tal qual constatado em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em regeneração natural após quatro décadas de pastagem abandonada na Zona da Mata em Minas Gerais (Silva Júnior *et al.* 2004).

Os maiores índices de diversidade encontrados para as categorias da regeneração natural no ambiente considerado mais preservado (ASI), endossa a afirmação de Turner *et al.* (1997), que em florestas que apresentam estágio sucessional mais avançado os valores mais altos de diversidade indicam maior heterogeneidade espacial, confirmando a tendência de aumento no número de espécies ao longo da sucessão secundária em florestas tropicais.

Os valores de equabilidade de Pielou (J') foram igualmente altos para mudas e arvoretas em ambos os ambientes. Houve pouca concentração de abundâncias relativas em espécies dominantes (Tabela 3.2). O menor J' foi verificado em ACI para as arvoretas (Tabela 3.2) e o principal responsável por essa queda foi o fato da espécie *Guatteria sellowiana* ter se destacado com 19 indivíduos correspondendo a 38,00% do total amostrado.

5.3.3. Estrutura fitossociológica

5.3.3.1. Categoria Mudas (ASI e ACI)

Em ASI foram inventariados 138 indivíduos, dos quais 78 pertencentes a categoria mudas, em 0,004 ha amostrados (Tabela 3.1). A densidade absoluta foi estimada em 19.500 ind. ha⁻¹. A densidade estimada no presente estudo é considerada baixa na comparação com outros levantamentos realizados em matas. Utilizando o mesmo método de amostragem Felfili (1997b), na Mata de Galeria do Gama, vizinha a área de estudo, avaliou mudança na densidade de mudas no período entre 1985 a 1991, que variou entre 31.492 ind. ha⁻¹ e 19.807 ind. ha⁻¹. Para a mesma mata em 1999, Oliveira & Felfili (2005),

encontraram 21.267 ind. ha⁻¹. Santiago *et al.* (2005) amostraram 24.725 ind. ha⁻¹ na regeneração natural categoria mudas (altura < 1 m e altura mínima de 20 cm) na Mata de Galeria do Pitoco no DF. Pinto (2002), amostrou na floresta de vale do Véu de Noiva no Parque da Chapada dos Guimarães no Mato Grosso, 35.000 ind. ha⁻¹ na regeneração natural categoria juvenis (altura total ≥ 30 cm e DAP < 1 m).

Em ACI, inventariou-se 61 indivíduos regenerantes, 11 pertencentes a categoria mudas (Tabela 3.1). A densidade absoluta foi estimada em 2.750 ind.ha⁻¹.

O destaque em importância (VI) para mudas em ASI coube a *Licania apetala* (TS), *Pouteria ramiflora* (DL), *Protium heptaphyllum* (TS), *Pseuldomeia laevigata* (P), *Salacia elliptica* (TS), *Myrcia sellowiana* (TS), *Copaifera langsdorffii* (TS), *Cryptocaria aschersoniana* (TS), *Inga alba* (P) e *Micropholis venulosa* (TS) (Tabela 3.3). Dessas, duas (20,00%) são consideradas espécies pioneiras (P), uma (10,00%) considerada espécie que demanda luz (DL) e sete (70,00%) espécies tolerantes à sombra (TS). A maior representação de espécies tardias de sucessão (TS), indica o fechamento do dossel, restringindo, em parte, o recrutamento de espécies de início de sucessão. Santiago *et al.* (2005), trabalhando em Mata de Galeria no Distrito Federal seis anos após perturbação por fogo, observaram que, dentre as dez espécies de mudas de maior importância, oito foram consideradas intolerantes à sombra.

Em ACI as três espécies encontradas assumiram a seguinte ordem de importância: *Guatteria selowiana* (TS), *Copaifera langsdorffii* (TS) e *Myrcia sellowiana* (TS) (Tabela 3.4) onde todas são consideradas espécies tolerantes à sombra (TS). O reduzido número de indivíduos recrutados não permite qualquer interpretação destes resultados.

5.3.3.2. Categoria Arvoretas (ASI e ACI)

Dos 138 indivíduos inventariados em ASI, 60 pertenciam a categoria arvoretas, em 0,025 ha amostrados (Tabela 3.1). A densidade absoluta foi estimada em 2.160 ind. ha⁻¹. Este valor é considerado baixo, na comparação com outros levantamentos em matas não perturbadas. Utilizando o mesmo método de amostragem Felfili (1997b), na Mata de Galeria do Gama, DF, não perturbada por fogo, observou que o número de arvoretas variou de 9.600 ind. ha⁻¹ e 5.798 ind. ha⁻¹ no período entre 1985 a 1991, posteriormente, em 1999, Oliveira & Felfili (2005) encontraram para essa mesma mata 6.407 ind. ha⁻¹. Pinto (2002), para a floresta de vale do Véu de Noiva no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, encontrou 4.265 ind.ha⁻¹ para a categoria arvoretas. Na Mata de Galeria do Pitoco, DF, perturbada por fogo, Santiago *et al.* (2005) amostraram 10.872 ind. ha⁻¹, assemelhando a valores estimadas para áreas não perturbadas.

Dos 61 indivíduos regenerantes em ACI, 50 pertenciam às arvoretas (Tabela 3.1). A densidade absoluta foi estimada em 2.000 ind.ha⁻¹.

Em ASI as arvoretas com maior VI foram: *Ocotea spixiana* (TS) *Siparuna guianensi* (TS), *Inga alba* (P), *Andira paniculata* (DL), *Sclerolobium paniculatum* (P), *Protium heptaphyllum* (TS), *Licania apetala* (TS), *Copaifera langsdorffii* (TS), *Myrcia rostrata* (TS) e *Symplocos mosenii* (DL) (Tabela 3.3). Dessas, duas são consideradas espécies pioneiras (P), duas são espécies que demandam luz (DL) e seis tolerantes à sombra (TS). Em Mata de Galeria vizinha a área do presente estudo, Santiago *et al.* (2005) observaram, seis anos após incêndio, que 70% das dez espécies mais importantes da área na categoria arvoretas foram intolerantes à sombra.

Em ACI, as 14 espécies que se destacaram foram *Guatteria sellowiana* (TS), *Cecropia pachystachia* (P), *Piptocarpha macropoda* (P), *Tibouchina candoleana* (DL), *Myrsine coriacea* (DL), *Licania apetala* (TS), *Cabralea canjerana* (DL), *Siparuna guianensis* (TS), *Myrcia rostrata* (TS), *Amaioua guianensis* (TS), *Inga alba* (P), *Ocotea spixiana* (TS), *Protium heptaphyllum* (TS) e *Roupala montana* (DL), que obtiveram valores semelhantes de VI no ano de 2007 (Tabela 3.4). Dessas, três são consideradas pioneiras (*C. pachystachia*, *P. macropoda*, e *I. alba*), quatro são espécies que demandam luz (*T. candoleana*, *M. coriacea*, *C. canjerana* e *R. montana*) e sete tolerantes à sombra (*G. sellowiana*, *L. apetala*, *S. guianensis*, *M. rostrata*, *A. guianensis*, *O. spixiana* e *P. heptaphyllum*).

5.3.3.3. Mudanças x Arvoretas (ASI e ACI)

Em ASI a densidade absoluta para mudas e arvoretas totalizou 21.660 ind.ha⁻¹. Este valor é considerado baixo quando comparado com outros levantamentos em matas não perturbadas. Pinto (2002), amostrou na floresta de vale do Vêu de Noiva no Parque da Chapada dos Guimarães no Mato Grosso, um total de 39.265 ind. ha⁻¹ na regeneração natural (categoria juvenis - (altura total ≥ 30 cm e DAP < 1 m) e arvoretas - (1 ≥ DAP < 5 cm)). Oliveira & Felfili (2005), utilizando o mesmo método de amostragem que o presente estudo na Mata de Galeria do Gama - DF, calcularam densidade total de 27.674 ind. ha⁻¹.

Em ACI a densidade absoluta para mudas e arvoretas totalizou 4.750 ind.ha⁻¹, cerca de 4,5 vezes menor que em ASI. Estes resultados evidenciam a ação agressiva de *P. aquilinum*, que dominou os ambientes perturbados e reduziu de maneira drástica a participação de espécies nativas na regeneração, seja por eliminação, por competição, ou por impedimento da germinação ou estabelecimento.

Resultados similares foram reportados por Marrs (1987), que encontrou baixa densidade de

plântulas de *Calluna vulgaris* (L.) Hull em parcelas invadidas por *Pteridium aquilinum* no Reino Unido. De maneira ainda mais agressiva Merrien & Feil (2002), observaram a quase supressão da regeneração arbórea nativa pela invasão por *Ligustrum sinense* Lour. na Carolina do Norte, USA. Já Belinato & Silva Matos (2003) demonstraram que *P. aquilinum* representa perigo para a regeneração natural de dez espécies utilizadas em reflorestamento na Mata Atlântica. Frappier *et al.* (2003), por sua vez, observaram o declínio na densidade de plântulas de espécies nativas ocasionada pela invasão do arbusto *Rhamnus frangula* L. em New Hampshire, USA.

Em ASI, das dez espécies que se destacaram pela maior importância ecológica (VI), cinco foram comuns a ambas às categorias: *Copaifera langsdorffii*, *Inga alba*, *Licania apetala*, *Myrcia rostrata* e *Protium heptaphyllum* (Tabela 3.3). Dessas, *I. alba* é considerada pioneira e *C. langsdorffii*, *L. apetala*, *M. rostrata* e *P. heptaphyllum* tolerantes à sombra.

Para o ACI, dentre as três espécies recrutadas na categoria mudas, apenas *Guatteria sellowiana* é comum as de maiores VI para a categoria arvoreta, sendo esta uma espécie tolerante à sombra (Tabela 3.4). *G. sellowiana* ocupou o primeiro lugar em VI em ambas as categorias da regeneração em 2007 e foi responsável por mais da metade do total de indivíduos de espécies tolerantes à sombra (TS) para mudas (75,00%) e arvoretas (57,57%). Possivelmente, o maior recrutamento de indivíduos de espécies de estágios mais avançados de sucessão sinaliza uma condição de maior adensamento das espécies invasoras com conseqüente redução de incidência de luz.

Tabela 3.3. Parâmetros fitossociológicos das espécies da regeneração natural (Mudas e Arvoretas) amostradas no Ambiente Sem Invasora (ASI) em ordem crescente de Valor de Importância (VI) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil no ano de 2007. DR - Densidade relativa; FR - Frequência relativa.

Espécie	Mudas			Arvoretas		
	DR (%)	FR (%)	VI	DR (%)	FR (%)	VI
<i>Licania apetalata</i>	18,99	11,36	30,35	3,33	3,85	7,18
<i>Pouteria ramiflora</i>	24,05	4,55	28,60	1,67	1,92	3,59
<i>Protium heptaphyllum</i>	5,06	6,82	11,88	5,00	3,85	8,85
<i>Pseudomedia laevigata</i>	3,80	6,82	10,62	*	*	*
<i>Salacia elliptica</i>	3,80	6,82	10,62	1,67	1,92	3,59
<i>Myrcia sellowiana</i>	5,06	2,27	7,33	*	*	*
<i>Copaifera langsdorffii</i>	2,53	4,54	7,08	3,33	3,85	7,18
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	2,53	4,54	7,08	1,67	1,92	3,59
<i>Inga alba</i>	2,53	4,54	7,08	6,67	5,77	12,44
<i>Micropholis venulosa</i>	2,53	4,54	7,08	*	*	*
<i>Myrcia rostrata</i>	2,53	4,54	7,08	3,33	3,85	7,18
<i>Myrsine guianensis</i>	2,53	4,54	7,08	1,67	1,92	3,59
<i>Ocotea spixiana</i>	2,53	4,54	7,08	11,67	9,61	21,28
<i>Fareamea hiacynthina</i>	3,80	2,27	6,07	*	*	*
<i>Symplocos mosenii</i>	3,80	2,27	6,07	3,33	3,85	7,18
<i>Amaioua guianensis</i>	1,27	2,27	3,54	*	*	*
<i>Aspidosperma discolor</i>	1,27	2,27	3,54	*	*	*
<i>Cabralea canjerana</i>	1,27	2,27	3,54	1,67	1,92	3,59
<i>Dalbergia foliolosa</i>	1,27	2,27	3,54	1,67	1,92	3,59
<i>Guatteria sellowiana</i>	1,27	2,27	3,54	*	*	*
<i>Hirtella glandulosa</i>	1,27	2,27	3,54	*	*	*
<i>Miconia cuspidata</i>	1,27	2,27	3,54	1,67	1,92	3,59
<i>Mouriri glazioviana</i>	1,27	2,27	3,54	*	*	*
<i>Myrsine coriacea</i>	1,27	2,27	3,54	*	*	*
<i>Siparuna guianensis</i>	1,27	2,27	3,54	8,33	7,69	16,02
<i>Tibouchina candoleana</i>	1,27	2,27	3,54	*	*	*
<i>Andira vermifuga</i>	*	*	*	5,00	3,85	8,85
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	*	*	*	5,00	3,85	8,85
<i>Maprounea guianensis</i>	*	*	*	3,33	3,85	7,18

Continuação...						
Espécie	Mudas			Arvoretas		
	DR (%)	FR (%)	VI	DR (%)	FR (%)	VI
<i>Siphoneugena densiflora</i>	*	*	*	3,33	3,85	7,18
<i>Tapirira guianensis</i>	*	*	*	3,33	3,85	7,18
<i>Simarouba amara</i>	*	*	*	3,33	1,92	5,25
<i>Callisthene major</i>	*	*	*	1,67	1,92	3,59
<i>Calyptrhantes cluisaefolia</i>	*	*	*	1,67	1,92	3,59
<i>Cecropia pachystachia</i>	*	*	*	1,67	1,92	3,59
<i>Cordia sellowiana</i>	*	*	*	1,67	1,92	3,59
<i>Cupania vernalis</i>	*	*	*	1,67	1,92	3,59
<i>Gomidesia lindeniana</i>	*	*	*	1,67	1,92	3,59
<i>Machaerium acutifolium</i>	*	*	*	1,67	1,92	3,59
<i>Matayba guianensis</i>	*	*	*	1,67	1,92	3,59
<i>Miconia sellowiana</i>	*	*	*	1,67	1,92	3,59
<i>Piptocarpha macropoda</i>	*	*	*	1,67	1,92	3,59
<i>Qualea multiflora</i>	*	*	*	1,67	1,92	3,59
<i>Xylopia emarginata</i>	*	*	*	1,67	1,92	3,59
Totais	100,00	100,00	200,00	100,00	100,00	200,00

Tabela 3.4. Parâmetros fitossociológicos das espécies da regeneração natural (Mudas e Arvoretas) amostradas no Ambiente Com Invasora (ACI) em ordem crescente de Valor de Importância (VI) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília – DF no ano de 2007. Brasil. DR - Densidade relativa; FR - Frequência relativa.

Espécie	Mudas			Arvoretas		
	DR (%)	FR (%)	VI	DR(%)	FR (%)	VI
<i>Guatteria sellowiana</i>	54,54	33,33	87,88	38,00	20,69	58,69
<i>Copaifera langsdorffii</i>	27,28	33,33	60,61	*	*	*
<i>Myrcia sellowiana</i>	18,18	33,34	51,51	*	*	*
<i>Cecropia pachystachia</i>	*	*	*	14,00	17,24	31,24
<i>Piptocarpha macropoda</i>	*	*	*	6,00	10,34	16,34
<i>Cabranea canjerana</i>	*	*	*	4,00	6,90	10,90
<i>Licania apetala</i>	*	*	*	6,00	6,90	12,90
<i>Myrsine coriacea</i>	*	*	*	6,00	6,90	12,90
<i>Tibouchina candolleana</i>	*	*	*	6,00	6,90	12,90
<i>Amaioua guianensis</i>	*	*	*	2,00	3,45	5,45
<i>Inga alba</i>	*	*	*	2,00	3,45	5,45
<i>Myrcia rostrata</i>	*	*	*	4,00	3,45	7,45
<i>Ocotea spixiana</i>	*	*	*	2,00	3,45	5,45
<i>Protium heptaphyllum</i>	*	*	*	2,00	3,45	5,45
<i>Roupala montana</i>	*	*	*	2,00	3,45	5,45
<i>Siparuna guianensis</i>	*	*	*	6,00	3,45	9,45
Totais	100,00	100,00	200,00	100,00	100,00	200,00

5.3.4. Grupos ecológicos

5.3.4.1. Ambiente Com Invasoras (ACI)

5.3.4.1.1. Categoria Mudas

Considerando o gradiente temporal analisado (2, 10, 15 e 20 anos após fogo) o grupo ecológico que alcançou o maior valor percentual de densidade (65,15%), em 2 anos após o fogo, foi o das espécies que demandam luz (DL) (Figura 5.2), com *Maprounea guianensis* representando 74,42% do total dos indivíduos deste grupo. Após essa predominância este grupo, no período de 10 anos, sofreu redução acentuada e passou a representar apenas 6,25% da densidade total estimada. Em 15 anos após

o fogo, passou a representar 5,41% do total de indivíduos e desapareceram no período de 20 anos após o fogo (Figura 5.2).

Já o grupo das tolerantes à sombra (TS) mostrou aumento acentuado de 21,21%, em 2 anos após o incêndio, para 87,50% em 10 anos após o fogo (Figura 5.2). As espécies mais influentes para esse aumento foram *Cryptocaria aschersoniana* e *Guatteria sellowiana*, que juntas, representaram 64,29% da densidade total. Esse grupo continuou aumentando sua participação total até 15 anos após o fogo (95,59%), com *Guatteria sellowiana* contribuindo com 71,43% dos indivíduos. Em 20 anos após o fogo, o grupo TS passa a contribuir com 100% dos indivíduos, ainda com o domínio de *G. sellowiana*, representando 54,55% dos indivíduos (Figura 5.2).

Por outro lado, a contribuição do grupo das pioneiras (P) apresentou valores relativamente baixos nos dois primeiros períodos (Figura 5.2). Aos 10 anos após o fogo houve queda percentual na sua representação (Figura 5.2), quando *Cecropia pachystachia*, com 100,00% da densidade total, foi a única representante no grupo. A partir daí o grupo não foi mais representado nos períodos seguintes.

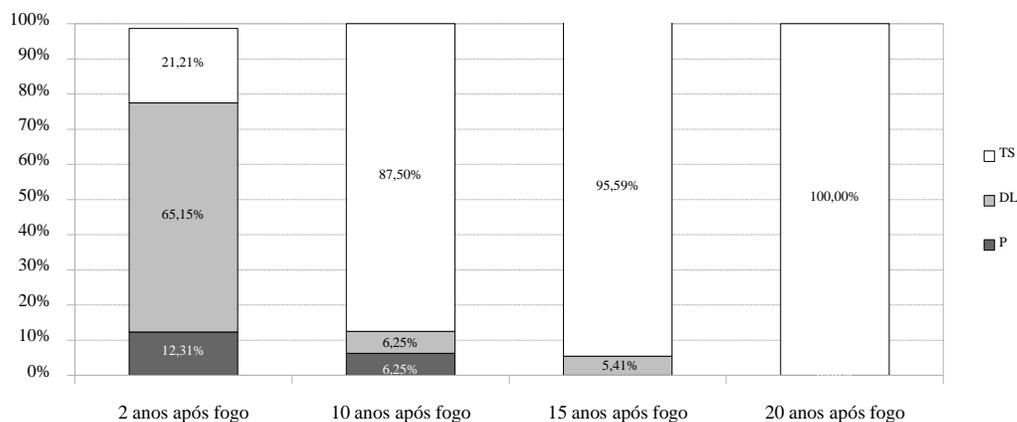


Figura 5.2. Porcentagem média da densidade de indivíduos da regeneração natural, categoria mudas, distribuídas em grupos ecológicos nos quatro períodos de amostragem realizados em Ambiente Com Invasora (ACI) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. Onde: (TS) espécie tolerante ao sombreamento; (DL) espécie não pioneira que demanda luz para crescimento e (P) espécie pioneira. 2 anos após o fogo (n=66); 10 anos após o fogo (n=32); 15 anos após o fogo (n=36) e 20 anos após o fogo (n=11).

Segundo Swaine & Whitmore (1988), a presença de distúrbios humanos pode favorecer o incremento de indivíduos de espécies que necessitam de grandes aberturas no dossel para o seu desenvolvimento, como observado na Mata de Galeria do Capetinga no período de 2 anos após incêndio (Figura 5.2). Segundo Whitmore (1996), o banco de sementes e de plântulas contém, em geral, espécies pioneiras com sementes dormentes ou plântulas sem desenvolvimento que se tornam abundantes após distúrbio, representando uma das principais fontes de regeneração.

Para Marris & Watt (2006), em ambientes invadidos por *Pteridium* a colonização natural por espécies do estágio inicial de sucessão poderá ocorrer somente a partir de duas condições: no início da sucessão, quando *Pteridium* também está invadindo com vigor relativamente baixo, ou quando algum fator, mesmo que temporário, diminua a densidade do *Pteridium*. De fato, a maior densidade de mudas de espécies nativas foi encontrada no início do processo sucessional, 2 anos após o fogo em 1989 (Tabela 3.1).

Por outro lado, apesar da presença da espécie invasora, a colonização da área por espécies nativas tem ocorrido ao longo dos anos estudados. Desta maneira, mesmo com baixo recrutamento de indivíduos se comparado com o ASI, a regeneração está se estabelecendo e, paulatinamente vencendo a barreira física propiciada por *Pteridium aquilinum* (Tabela 3.5). Assim, o resultado encontrado no presente estudo reforça o observado por Marris & Watt (2006), onde plântulas de espécies arbóreas são inibidas, em alguma extensão, pelo denso agrupamento de *Pteridium*, porém, não completamente.

Embora a espécie invasora tenha sido abundante e predominante mais de 20 anos após o fogo no ACI, sua densidade têm diminuído ao longo do tempo (Felfili, J.M. e Oliveira, N.R. comunicação pessoal), aparentemente como resultado da diminuição da disponibilidade de luz devido a sombra proporcionada pelas árvores emergentes, uma vez que a espécie é exigente em luz (Marris *et al.* 2000). Situação semelhante foi citada por Pinheiro & Durigan (2009) que observaram em campo a reocupação das áreas invadidas por *Pteridium arachnoideum* pelas espécies arbóreas do Cerradão na Estação Ecológica de Assis, em São Paulo. Fox *et al.* (1997) apontaram que a permanência de *P. aquilinum* por longos períodos no mesmo local, tem sido considerada indicadora de área submetida a perturbação intensa e frequentemente onde a regeneração natural da floresta tende a ocorrer de forma lenta.

Tabela 3.5. Densidade total de mudas e arvoretas ao longo de 20 anos sem fogo, resultado da comparação entre os ambientes pelo teste de Qui-quadrado (χ^2) para as categorias da regeneração natural (muda e arvoreta) amostradas na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.

	Ambiente Sem Invasora	Ambiente Com Invasoras	Qui-quadrado	
	(ASI)	(ACI)	χ^2	P
Muda	185	146	4,5952	0,03206*
Arvoreta	264	217	4,5925	0,03211*

*p<0,05

Ao longo do processo de regeneração pós-fogo na floresta ocorreu aumento e estabilização no percentual de espécies tolerantes à sombra (TS), com a consequente diminuição daquelas que demandam luz (DL) (Figura 5.2). Essa situação sugere que o sombreamento resultante do adensamento da população da espécie invasora, com consequente diminuição da incidência de luminosidade, possibilitou maior recrutamento das espécies que são tolerantes à sombra (TS).

De maneira geral, o processo de sucessão no ACI pode ser entendido conforme a teoria sucessão de Connell & Slatyer (1977) quanto a inibição, em que espécies iniciais invasoras não apresentando a mesma história de vida das espécies de ocorrência da área, inibem o estabelecimento de espécies subsequentes travando ou retardando em muito o processo de ocorrência das espécies nativas na área invadida.

5.3.4.1.2. Categoria Arvoretas

Nessa categoria, o grupo ecológico que alcançou o maior valor percentual 2 anos após o fogo foi o das pioneiras (P) (72,73%) (Figura 5.3) com destaque para as espécies *Piptocarpha macropoda* e *Cecropia pachystachia* respondendo por 95,83% da densidade total. A partir daí este grupo diminuiu gradativamente ao longo dos períodos restantes, com percentuais de 55,56%, 33,77% e 22,00%, respectivamente, em 10, 15 e 20 anos após o incêndio (Figura 5.3). Essa situação corrobora uma das características das espécies pioneiras, que é a rápida ocupação e desocupação de grandes áreas abertas após perturbação, natural ou antrópica (Finegan 1996).

As arvoretas que demandam luz (DL), apresentaram valores relativamente baixos entre os períodos analisados (6,06%, 20,37%, 24,68% e 18,00%) (Figura 5.3). Até o período de 10 anos após o fogo as únicas espécies presente nesse grupo foram *Cabralea canjerana*, *Lamanonia tomentosa*,

Maprounea guianensis e *Tapirira guianensis*. Quinze anos após o fogo houve entrada de mais quatro espécies, a saber: *Roupala montana* (21,05), *Myrsine coriacea* (10,53%), *Callisthene major* (5,26%) e *Tibouchina candolleana* (5,26%). Vinte anos após o fogo esse grupo continuou sendo representado por *C. canjerana*, *M. coriacea*, *R. montana*, além de, *T. candolleana*, que juntas somaram 18,00% da densidade total.

Por outro lado, a representação do grupo das arvoretas tolerantes à sombra (TS) aumentou ao longo do período, com 21,21%, 24,07%, 41,56% e 60,00%, respectivamente (Figura 5.3), com destaque para *Xylopia emarginata* (42,86%), *Siparuna guianensis* (37,50%) e *Guatteria sellowiana*, com (50,00%) e (63,33%) da densidade total, respectivamente.

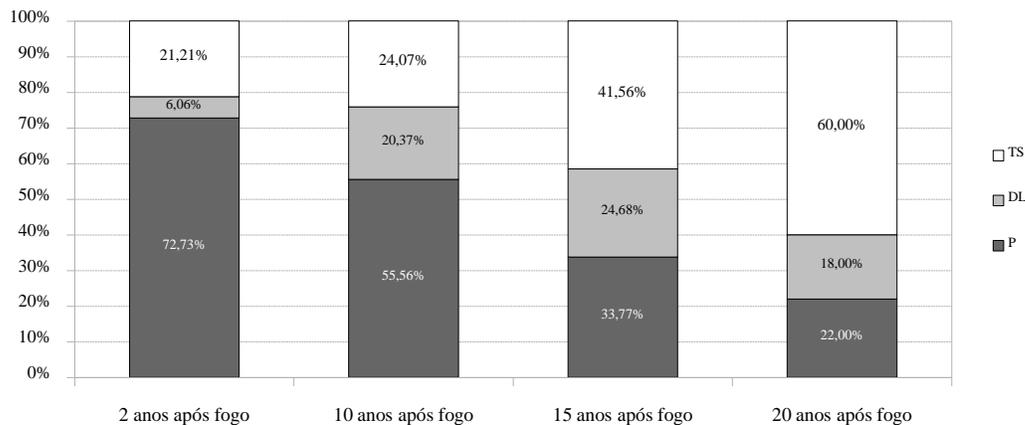


Figura 5.3. Porcentagem média da densidade de indivíduos da regeneração natural, categoria arvoreta, distribuídas em grupos ecológicos nos quatro períodos de amostragem realizados em Ambiente Com Invasora (ACI) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. Onde: (TS) espécie tolerante ao sombreamento; (DL) espécie não pioneira que demanda luz para crescimento e (P) espécie pioneira. 2 anos após o fogo (n=33); 10 anos após o fogo (n=57); 15 anos após o fogo (n=77) e 20 anos após o fogo (n=50).

Em ACI, dois anos após ocorrência do fogo, em ordem decrescente, encontra-se o grupo das pioneiras (P) (72,73%) ocupando lugar de destaque, as tolerantes à sombra (TS) (21,21%), seguidos pelas que demandam luz (DL), com 6,06% da densidade total de indivíduos (Figura 5.3). Em contraste, após 20 anos da ocorrência de fogo na área, essa situação se inverte, pois o grupo das tolerantes à sombra (TS) incluiu 60,00% da densidade total, seguido pelo grupo das pioneiras (P) com 22,00% e finalmente as que demandam luz (DL), representando 18,00% da densidade total (Figura 5.3).

As mudanças observadas sugerem que o grupo das espécies que demandam luz está sendo gradativamente substituído pelo grupo das tolerantes à sombra (TS), um estágio sucessional mais avançado. A redução da densidade das pioneiras (P) pode estar relacionada com o adensamento da população da espécie invasora, com consequente diminuição de incidência de luminosidade.

5.3.4.2. Ambiente Sem Invasoras (ASI)

5.3.4.2.1. Categoria Mudas

Ao longo do período analisado 2, 10, 15 e 20 anos após fogo, o grupo ecológico que alcançou o maior valor percentual de densidade (58,82%) 2 anos após o fogo foi o das espécies tolerantes à sombra (TS) (Figura 5.4). Nesse período as espécies que mais contribuíram com a densidade total foram *Copaifera langsdorffii* e *Guatteria sellowiana* (20,00% cada) e *Licania apetala* e *Nectandra reticulata* (15,00% cada). Este grupo aumentou sua contribuição até 15 anos após o fogo (88,89%), quando *L. apetala* continha a maioria dos indivíduos (31,25%). Após 20 anos houve queda na representação do grupo das tolerantes à sombra (TS), que passou a contribuir com 58,44% do total da regeneração amostrada (Figura 5.4). Neste momento, *L. apetala*, contribuiu com 32,60% da densidade total.

Por outro lado, o grupo das espécies que demandam luz (DL) apresentou contribuição relativamente constante nos dois primeiros períodos (Figura 5.4). Aos 15 anos após o fogo houve queda percentual na sua representação, quando *Pouteria ramiflora* com 100,00% da densidade total foi a única representante no grupo. No período seguinte, 20 anos após o fogo, este grupo volta a aumentar, com a espécie *P. ramiflora* representando 67,85 da densidade total.

O grupo das pioneiras (P) incluiu 17,65% da densidade 2 anos após o fogo. *Piptocarpha macropoda* respondeu por 58,33% dos indivíduos. No período seguinte, o grupo das pioneiras (P) teve representação reduzida para 4,35%, que se manteve constante nos períodos de 15 e 20 anos após o fogo, com 5,56% e 5,19% da densidade total, respectivamente (Figura 5.4). Essa situação sugere que o aumento da cobertura do solo, com o passar do tempo, reduziu o recrutamento de espécies pioneiras, resultado que corrobora o pressuposto de Whitmore (1990). Apesar disso, as espécies pioneiras ainda encontram condições ecológicas propícias no local para a regeneração, refletindo o mosaico de nichos que se apresentam nestes complexos ambientes e o varagoso processo de organização sucessional na floresta. Uhl (1987) reportou recrutamento de espécies pioneiras em 2 e 5 anos de sucessão após cultivo agrícola. Para Denslow (1987) algumas espécies pioneiras usualmente persistem ao longo do

tempo, devido a clareiras naturais que se constituem pela queda de árvores.

Na fase de mudas a avaliação reflete a habilidade das espécies em alcançar o dossel e utilizar recursos ambientais locais para germinar e apresentar crescimento inicial. Neste grupo, incluem-se muitas espécies, muitas não típicas de ambientes de Matas de Galeria. Disto pode ter resultado a participação relativas das intolerantes à sombra na fase inicial de sucessão, dois anos após o fogo.

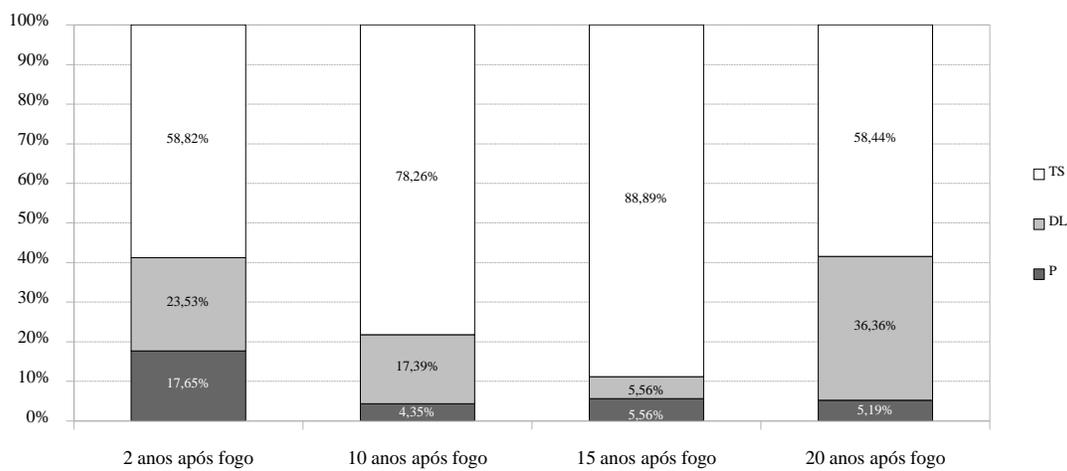


Figura 5.4. Porcentagem média da densidade de indivíduos da regeneração natural, categoria mudas, distribuída em grupos ecológicos nos quatro períodos de amostragem realizado em Ambiente Sem Invasora (ASI) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. Onde: (TS) espécie tolerante ao sombreamento; (DL) espécie não pioneira que demanda luz para crescimento e (P) espécie pioneira. 2 anos após o fogo (n=66); 10 anos após o fogo (n=23); 15 anos após o fogo (n=18) e 20 anos após o fogo (n=78).

Dois anos após o fogo, os resultados não mostraram proporção maior de indivíduos de espécies pioneiras (P) e que demandam luz (DL) (intolerantes à sombra), típicas de habitats perturbados em relação às espécies tolerantes à sombra (TS). Verificou-se que tanto as intolerantes (58,82%) como as tolerantes à sombra (41,18%) co-ocorreram na fase inicial de sucessão. Este comportamento também foi verificado por Van Breugel *et al.* (2007), avaliando a dinâmica da sucessão inicial em fragmentos da floresta tropical secundária no México, onde 59,00% dos recrutas pertencem ao grupo das pioneiras (P), 34,00% ao grupo das tolerantes a sombra (TS) e 7,00% não foram classificadas. Hubbell *et al.* (1999) observaram mais de 1200 clareiras em floresta tropical no Panamá ao longo de 13 anos de estudos, e constataram que 7,08% dos recrutas eram pioneiras, 4,92% intermediárias e 85,98% tolerantes à sombra. Tabarelli & Mantovani (1999) observaram 30 clareiras em floresta Atlântica

montana no Sudeste do Brasil e verificaram que somente 24,00% das espécies recrutadas eram pioneiras, sendo 88,70% de ciclo de vida curto e 11,30% de ciclo de vida longo.

No presente estudo, os resultados corroboram a hipótese da Composição Florística Inicial de Egler (1954) em campos de agricultura abandonados, onde as espécies dos estágios mais tardios de sucessão, também podem colonizar os sítios no início da sucessão florestal. Contudo, essas espécies se tornariam dominantes após diferentes períodos de tempo, dependendo da sua taxa de crescimento, duração de vida (Peña-Claros 2003) e tolerância à sombra (Finegan 1996). Nos primeiros anos de sucessão as espécies tolerantes à sombra estariam confinadas ao subbosque (Peña-Claros 2003) e a competição por posições no dossel se daria principalmente entre as espécies da mesma condição sucessional inicial (Van Breugel *et al.* 2007).

Possivelmente, a co-ocorrência na sucessão inicial de espécies do grupo das pioneiras (P), das que demandam luz (DL) e daquelas que são tolerantes à sombra (TS), pode ser favorecida pelo menos por dois fatores: 1) heterogeneidade ambiental, associada à própria dinâmica desse ecossistema após perturbação, com a criação de microsítios diferenciados que possibilitam recrutamento de espécies com diferentes estratégias de vida e requerimentos ecológicos, e/ou 2) rebrota de raízes de árvores sobreviventes da floresta original (Castellani & Stubblebine 1993). Para Swaine & Hall (1983), Uhl (1987), Whitmore (1989), Castellani & Stubblebine (1993), Bond & Midgley (2001) e Van Breugel *et al.* (2007) rebrotas de árvores sobreviventes constituem-se em importante modo de regeneração em florestas tropicais. Sampaio *et al.* (2007) observaram que a composição florística da regeneração natural de Floresta Estacional Decídual em pastagens abandonadas continha a maioria das espécies no estágio inicial de sucessão devido à rebrota.

O aumento da participação do grupo das espécies tolerantes à sombra (TS), juntamente com o decréscimo do grupo das pioneiras, sugere que no ASI, na Mata de Galeria do Capetinga, está ocorrendo o fechamento do dossel, com a consequente redução da incidência de luz, favorecendo assim recrutamento de espécies das fases mais tardias no processo de sucessão florestal. Situação similar foi encontrada por Pinto (2002) em floresta de vale bem preservada localizada no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso.

5.3.4.2.2. Categoria arvoretas

Dois anos após o fogo, o grupo ecológico das espécies tolerantes à sombra (TS) alcançou a maior porcentagem da densidade total (63,44%). Neste caso *Siparuna guianensis* destacou-se com

32,20% da densidade total. *S. guianensis* é espécie típica de sub-bosque que raramente atinge o dossel da mata (Silva Júnior & Pereira 2009). Ao longo do período avaliado, o grupo das TS manteve praticamente constante o percentual de contribuição para a densidade total, 54,55%, 53,03% e 48,33%, respectivamente (Figura 5.5).

O grupo das espécies que demandam luz (DL) apresentou contribuições relativamente constantes ao longo do período com 27,96%, 25,00%, 34,85% e 33,33%, respectivamente (Figura 5.5). As únicas espécies neste grupo, presentes em todos os levantamentos foram *Cordia sellowiana* (15,39%, 18,18%, 8,69% e 5,26%), *Maprounea guianensis* (19,23%, 45,45%, 13,04% e 10,53%), *Pouteria ramiflora* (3,85%, 18,18%, 8,69% e 5,26%) e *Tapirira guianensis* (15,38%, 9,09%, 13,04%, 10,53%).

O grupo das pioneiras (P) apresentaram valores de 8,60%, 20,45%, 12,12% e 18,33%, respectivamente (Figura 5.5). As espécies *Cecropia pachystachia* (12,50%, 11,11%, 12,50% e 9,09%), *Inga alba* (12,05%, 22,22%, 12,50% e 36,36%) e *Piptocarpha macropoda* (50,00%, 33,33%, 37,50% e 9,09%) foram as espécies que estiveram presentes ao longo de todo o período de estudo.

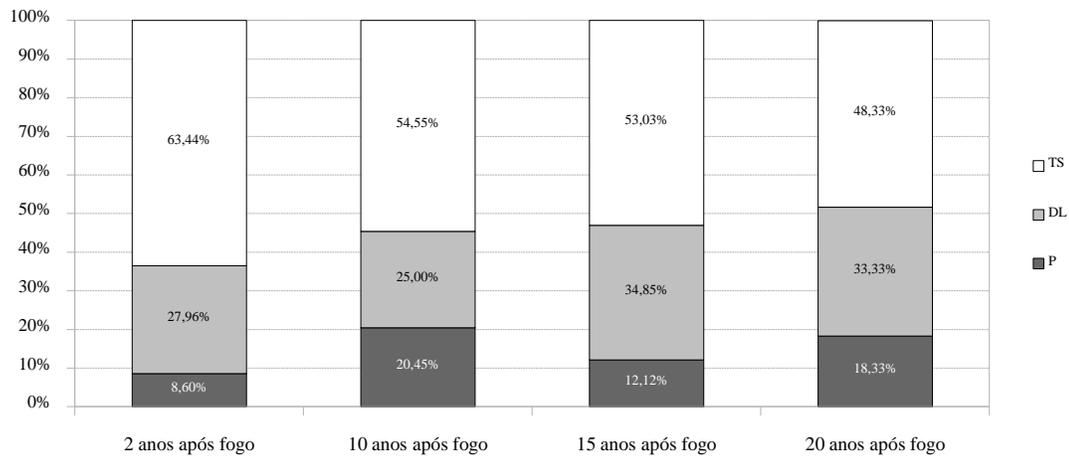


Figura 5.5. Porcentagem média da densidade de indivíduos na regeneração natural, categoria arvoreta, distribuída em grupos ecológicos nos quatro períodos de amostragem realizados em Ambiente Sem Invasora (ASI) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. Onde: (TS) espécie tolerante ao sombreamento; (DL) espécie não pioneira que demanda luz para crescimento e (P) espécie pioneira. 2 anos após o fogo (n=94); 10 anos após o fogo (n=44); 15 anos após o fogo (n=66) e 20 anos após o fogo (n=60).

Na fase arvoreta a relativa constância na proporção dos grupos ecológicos ao longo dos anos, aparentemente reflete com mais fidelidade o que vem acontecendo na Mata de Galeria do Capetinga. Nessa categoria as arvoretas já foram submetidas à maior pressão da seleção natural, imposta pelo ambiente, e foram mantidas na comunidade. Decorre desta análise que os distúrbios anotados para a Mata do Capetinga foram, em seu todo, de nível intermediário, visto que em nenhum dos períodos avaliados as espécies do grupo das tolerantes à sombra (TS) representaram menos de 50% da densidade total.

As arvoretas estariam, agora, mantidas no sub-bosque como juvenis suprimidos, aguardando sua oportunidade, em função do surgimento de condições favoráveis para seu desenvolvimento para alcançarem o estrato adulto. Neste caso, provavelmente a disponibilidade de luz seria o fator limitante conforme proposto por Whitmore (1990).

5.4. Conclusões

- Decorridos aproximadamente 37 anos do corte raso e 20 anos após o último incêndio registrados na Mata de Galeria do Capetinga, o Ambiente Com Invasoras (ACI) apresentou riqueza, diversidade e densidade nas categorias mudas e arvoretas menores do que aqueles encontrados no Ambiente Sem Invasora (ASI). Estes resultados indicam que o adensamento de *P. aquilinum* var. *arachnoideum* retardou o processo natural de sucessão, interferindo negativamente na germinação e/ou estabelecimento de espécies arbóreas nativas e corroboram com a hipótese 1 do trabalho.
- Após 20 anos sem fogo, o Ambiente Sem Invasoras (ASI) da Mata de Galeria do Capetinga, apresentou aumento na participação das mudas do grupo das espécies tolerantes à sombra (TS), concomitantemente com o decréscimo do grupo das pioneiras (P). Aparentemente o fechamento do dossel, com a conseqüente redução da incidência de luz, vem favorecendo o recrutamento de espécies de estágio mais avançado de sucessão. Para as arvoretas, a relativa constância na proporção dos grupos ecológicos ao longo dos anos, principalmente daquelas tolerantes à sombra, indica que os distúrbios ocorridos na mata foram de ordem intermediária. Desde que mantidas as condições sem qualquer outro distúrbio maior, o banco de arvoretas, estabelecido após forte seleção natural ao longo destes anos, aguarda o surgimento de condições favoráveis, para seu crescimento e participação no estrato adulto.
- No Ambiente Com Invasoras (ACI), para ambas as categorias da regeneração natural, houve aumento gradativo da participação na estrutura da comunidade das espécies tardias e redução das espécies pioneiras e que demandam luz. Essa situação sugere que está ocorrendo o aumento do

sombreamento ao longo do período avaliado, com a consequente diminuição da incidência de luminosidade. Isso possibilitou maior recrutamento das espécies tolerantes à sombra (TS), comprovando assim a hipótese 2 do trabalho.

- Considerando que a riqueza e a biodiversidade de espécies arbóreas nativas regenerantes na Mata de Galeria do Capetinga está ameaçada pela infestação da samambaia *Pteridium aquilinum* var. *arachnoideum*, sugere-se que um plano de manejo adequado seja elaborado para controlar a expansão dessa espécie e reverter o processo de invasão já estabelecido.

5.5. Agradecimentos – Agradecemos ao técnico do Laboratório de Manejo Florestal Sr. Newton R. Oliveira pela ajuda na coleta de dados no campo. À todos que participaram dos inventários realizados em 1989, 1997, 2002 e 2007. A CAPES pela concessão da bolsa de estudo à primeira autora e financiamento de parte da Pesquisa Edital Pró-equipamentos/2007. Ao CNPq pela bolsa de produtividade em pesquisa para os demais autores e pelo apoio ao projeto junto ao Programa PELD e PIBIC.

Referência bibliográfica

- AIDE, T. M. & CAVELIER, J. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2:219-229.
- AIDE, T. M., ZIMMERMAN, J. K., PASCARELLA, J., MARCANO-VEGA, J. & RIVERA, L. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8:328-338.
- ALONSO-AMELOT, M.E. & RODULFO-BAECHLER, S. 1996. Comparative spatial distribution, size, biomass and growth rate of two varieties of bracken fern (*Pteridium aquilinum* L. Kuhn) in a neotropical montane habitat. *Vegetatio* 125:137-147.
- APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society* 141:399-436.
- BELINATO, T.A & SILVA MATOS, D. 2003. O impacto de *Pteridium aquilinum* var. *arachnoideum*, Pteridophyta, na germinação e morfologia de espécies arbóreas na Mata Atlântica. *In Anais VI Congresso de Ecologia do Brasil*, Fortaleza, p. 381-383.
- BLOSSEY, B. 1999. Before, during and after: the need for long-term monitoring in invasive species management. *Biological Invasions* 1:301-311.
- BOND, W.J. & MIDGLEY, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: The persistence niche *Trends Ecological Evolution* 16:45-51.

- BROKAW, N.V.L. 1985. Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forests. *In* The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics (Pickett, S.T.A. & White, P.S. eds). Academic Press, Inc., San Diego, p.53-69.
- BYERS, J.E., REICHARD, S., RANDALL, J.M., PARKER, I.M., SMITH, C.S. & LONSDALE, W.M. 2002. Directing research to reduce the impacts of non indigenous species. *Conservation Biology* 16:630-640.
- CABIN, R.J., WELLER, S.G., LORENCE, D.H., CORDELL, S., HADWAY, L.J., MONTGOMERY, R., GOO, D. & URAKAMI, A. 2002. Effects of light, alien grass, and native species additions on Hawaiian dry forest restoration. *Ecological Applications* 12:1595-1610.
- CASTELLANI, T.T. & STUBBLEBINE, W.H. 1993. Sucessão secundária inicial em uma mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica* 16:181-203.
- CAVELIER, J., AIDE, T. M., SANTOS, C., EUSSE, A. M. & DUPUY, J. M. 1998. The savannization of moist forests in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Journal of Biogeography* 25:901-912.
- CHINEA, J.D. 2002. Tropical forest succession on abandoned farms in the Humacao Municipality of eastern Puerto Rico. *Forest Ecology of Management* 167:195-207.
- COHEN, A. L., SINGHAKUMARA, B. M. P. & ASHTON, P. M. S. 1995. Releasing rain forest succession: a case study in the *Dicranopteris linearis* fernlands of Sri Lanka. *Restoration Ecology* 3:261-270.
- CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111:1119-1144.
- D'ANTONIO, C.M. & VITOUSEK, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:63-87.
- DENSLOW, J.S. 1987. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. *Annual Rev. Ecology* 18:431-451.
- DOLLING, A., ZACKRISSON, O. & NILSSON, M.C. 1994. Seasonal variation in phytotoxicity of bracken (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn). *Journal Chemical Ecology* 20: 3163-3172.
- DONFACK, P.; FLORET, C. & PONTANIER, R. 1995. Secondary succession in abandoned fields of dry tropical northern Cameroon. *Journal of Vegetation Science* 6:499-508.
- EGLER, F.E. 1954. Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old-field development. *Plant Ecology* 4:412-417.
- FELFILI, J.M. 1993. Structure e dynamics of a gallery forest in Central Brazil. Ph.D. thesis. Universidade de Oxford, UK.
- FELFILI, J.M. 1997a. Comparison of the dynamics of two gallery forests in Central Brazil. *In*:

Proceedings: International symposium on assessment and monitoring of forests in tropical dry regions with special reference to gallery forests. (Imanãs-Encinas, J. & Kleinn, C. orgs). University of Brasilia. Brasília. p.115-124.

FELFILI, J.M. 1997b. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Forest Ecology and Management* 91:235-245.

FELFILI, J.M. & ABREU, H.M. 1999. Regeneração natural de *Roupala Montana*, *Piptocarpha macropoda* e *Persea fusca*, em quatro condições ambientais na Mata de Galeria do Gama, DF. *Revista Cerne* 5:125-132.

FELFILI, J.M., RIBEIRO, J.F., FAGG, C.W. & MACHADO, J.W.B. 2000. Recuperação de Matas de Galeria. Série Documentos, Embrapa Cerrados, Planaltina. n.21. 45 p.

FELFILI, J.M. & SILVA JÚNIOR, M.C. 1992. Floristic composition, phytosociology and comparasion of cerrado and gallery forests at Fazenda Água Limpa, Federal District, Brazil. *In* Nature and dynamics of forest-savanna boundaries. (Furley, P.A.; Proctor, J.A. & Ratter, J.A. (eds.). Chapman & Hall. London, p. 393-415.

FINEGAN, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 year of succession. *Trends in Ecology & Evolution* 11:119-124.

FOX, B.J., TAYLOR, J.R., FOX, M.D. & WILLIAMS, C. 1997. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. *Biological Conservation* 82:1-13.

FRAPPIER, B., ECKERT, R.T. & LEE, T.D. 2003. Potential impacts of the invasive exotic shrub *Rhamnus frangula* L. (glossy buckthorn) on forest of southern New Hampshire. *Northeastern Naturalist* 10:277-296.

FURLEY, P.A. 1985. Notes on the soils and plant communities of Fazenda Água Limpa (Brasília, DF. Brasil). University of Edinburgh Occasional publications 5:138.

GANDOLFI, S. 1991. Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, município de Guarulhos, SP. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

GEORGE, L. O. & BAZZAZ, F.A. 1999. The fern understory as an ecological filter: emergence and establishment of canopy-tree seedlings. *Ecology* 80:833-845.

GERBER, E., KREBS, C., MURRELL, C., MORETTI, M., ROCKLIN, R. & SCHAFFNER, U. 2008. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation* 141:646-654.

GLIESSMAN, S.R. & MULLER, C.H. 1978. The allelopathic mechanisms of dominance in bracken in southern California. *Journal Chemical Ecology* 4:337-362.

GOULART, N. & FELFILI, J.M. 2001. Mudanças temporais na regeneração natural da Mata do Capetinga, na Fazenda Água Limpa, DF. *Boletim Herbário Ezechias Paulo Heringer* 8:66-77.

- GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148:185-206.
- GUIMARÃES-VIEIRA, I.C., UHL, C. & NEPSTAD, D. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'succession facilitator' in an abandoned pasture, Paragominas, Amazonia. *Vegetatio* 115: 91-99.
- HARMER, R., BOSWELL, R. & ROBERTSON, M. 2005. Survival and growth of tree seedlings in relation to changes in the ground flora during natural regeneration of an oak shelterwood. *Forestry* 78: 21–32.
- HARTSHORN, G.S. 1980. Neotropical Forest Dynamics. *Biotropica* 12:23-30.
- HOLL, K. D., LOIK, M. E., LIN, E. H. V. & SAMUELS, I. A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8:339–349.
- HOOD, W.G. & NAIMAN, R.J. 2000. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology* 148:105-114.
- HOOPER, E.R., LEGENDRE, P. & CONDIT, R. 2004. Factor affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. *Ecology* 85:3313-3326.
- HUBBEL, S.P., FOSTER, R.B., O'BRIEN, S.T., HARMS, K.E., CONDIT, R., WECHSLER, B., WRIGHT, S.J. & LOO de LAO, S. 1999. Light-gap disturbance, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science* 283:554-557.
- HULME, P.E. & BREMNER, E.T. 2006. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. *Journal of Applied Ecology* 43:43-50.
- HUMPHREY, J.W. & SWAINE, M.D. 1997. Factors affecting the natural regeneration of *Quercus*. Scottish oakwoods. 1. Competition from *Pteridium aquilinum*. *Journal Applied Ecology* 34: 577–584.
- HUSTON, M.A. & SMITH, T. 1987. Plant succession: life history and competition. *The American Naturalist* 130:168-198.
- KENT, M. & COKER, P. 1992. *Vegetation description and analysis*. J. Wiley, 2 ed., Chichester.
- MAGURRAN, E.A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford.
- MARRS, R.H. 1988. Vegetation changes on lowland heaths and its relevance for conservation management. *Journal Environmental Management* 27: 127–149.
- MARRS, R.H. 1987. Studies on the Conservation of Lowland Calluna Heaths. II. Regeneration of *Calluna*, and its relation to bracken infestation. *The Journal of Applied Ecology* 24:177-189.

- MARRS, R.H., Le DUC, M.G., MITCHELL, R.J., GODDARD, D., PATERSON, S. & PAKEMAN, R.J. 2000. The ecology of bracken: its role in succession and implications for control. *Annals of Botany* 85:3-15.
- MARRS, R.H. & WATT, A. S. 2006. Biological flora of the British isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. *Journal of Ecology* 94:1272-1321.
- MASON, T.J., FRENCH, K. & LONSDALE, W.M. 2009. Do graminoid and woody invaders have different effects on native plant functional groups? *Journal of Applied Ecology* 46:426-433.
- MENDONÇA, R.C., FELFILI, J.M., WALTER, B.M.T., SILVA JÚNIOR, M.C., REZENDE, A.V., FILGUEIRA, J.S. & NOGUEIRA, P.E. 2008. Flora Vascular do Cerrado. *In* Cerrado: ambiente e flora. (S. M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro eds.). Embrapa Informação Tecnológica, 2ª ed. Brasília-DF.
- MERRIAN, R.W. & FEIL, E. 2002. The potential impact of an introduced shrub on native plant diversity and forest regeneration. *Biological Invasion* 4:369-373.
- MESQUITA, R.C., ICKES, G.K., GANADE, G. & WILLIAMSON, G.B. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology* 89:528-537.
- NEPSTAD, D. C., UHL, C., PEREIRA, C. A. & CARDOSO DA SILVA, J. M. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* 76:25-39.
- NIMER, E. 1989. Climatologia do Brasil. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.
- OLIVEIRA, E.C.L. & FELFILI, J.M. 2005. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasília. *Acta Botanica Brasilica* 19:801-811.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., VILELA, A.E., GAVILANES, M.L. & CARVALHO, D.A. 1994. Effect of soil and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 10:483-508.
- OSWALT, C.M., OSWALT, S.N. & CLATTERBUCK, W.K. 2007. Effect of *Microstegium vimineum* (Trin.) A. Camus on native woody species density and diversity in a productive mixed-hardwood forest in Tennessee. *Forest Ecology and Management* 242:727-732.
- PARKER, I.M., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., GOODELL, K., WONHAM, M. & KAREIVA, P.M. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1:3-19.
- PASCARELLA, J.B., AIDE, T.M., SERRANO MAYRA, I. & ZIMMERMAN JESS, K. 2000. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. *Ecosystems* 3:217-228.
- PEGADO, C.M.A., ANDRADE, L.A., FÉLIX, L.P. & PEREIRA, I.M. 2006. Efeitos da invasão

biológica de algaroba – *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. Sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20:887-898.

- PEÑA-CLAROS, M. 2003. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica* 35:450-461.
- PINHEIRO, E.S. & DURIGAN, G. 2009. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 32:441-454.
- PINTO, J.R.R. 2002. Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. Tese de doutorado, Universidade de Brasília.
- PINTO, M.N. 1993. Paisagens do cerrado no Distrito Federal. *In* Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. (M.N. Pinto, ed.). Universidade de Brasília. Brasília- DF.
- PORTELA, R.C.Q., SILVA MATOS, D. M., SIQUEIRA, L.P., BRAZ, M.I.G., SILVA-LIMA L. & MARRS R. H. 2009. Variation in aboveground biomass and necromass of two invasive species in the Atlantic rainforest, Southeast Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 23:571-577.
- PYSEK, P. & PYSEK, A. 1995. Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* 6:711-718.
- RATTER, J.A. 1991. Guia para a vegetação da fazenda Água Limpa (Brasília, DF). Coleção Textos Universitários, Universidade de Brasília, Brasília.
- SAMPAIO, A.B., HOLL, K.D. & SCARIOT A. 2007. Regeneration of seasonal deciduous forest tree species in long-used pasture in Central Brasil. *Biotropica* 39:655-659.
- SANTIAGO, J., SILVA JÚNIOR, M. C., & LIMA, L. 2005. Fitossociologia da vegetação arbórea na mata de galeria do Pitoco (IBGE-DF), seis anos após fogo acidental. *Scientia Forestalis* 67:64-77.
- SCHNEIDER, L.C. 2004. Invasive species and common property: The case of bracken fern (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) invasion in the region of Calakmul. Theme for the conference: Environmental service El décimo Congreso Bienal de la Asociación Internacional para el Estudio de la Propiedad Colectiva (IASCP), Oaxaca, México, 9 – 13 agosto.
- SEVILHA, A.C. 1999. Composição e estrutura da Mata de Galeria do Capetinga, na fazenda Água Limpa, Brasília, DF, dez anos após um incêndio acidental. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília-DF.
- SILVA JÚNIOR, M. C. 1995. Tree communities of the Gallery Forests of the IBGE Ecological Reserve, Federal District Brazil. Ph.D. thesis. University of Edinburgh. Edinburgh.
- SILVA JÚNIOR, M.C. 2005. 100 Árvores do Cerrado. Rede de Sementes do Cerrado, Brasília, DF.
- SILVA JÚNIOR, M.C. & PEREIRA, B.A.S. 2009. + 100 Árvores do Cerrado, Matas de Galeria – Guia

de Campo. Rede de Sementes do Cerrado, Brasília, DF.

- SILVA JÚNIOR, W.M., MARTINS, S.V., SILVA, A.F. & JÚNIOR, P.M. 2004. Regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. *Scientia Florestalis* 66:169-179.
- SILVA, U.S.R. & SILVA MATOS, D.M. 2006. The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 15:3035-3043.
- SLOCUM, M. G. & HORVITZ, C. C. 2000. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. *Plant Ecology* 149:51-62.
- SLOCUM, M. G., AIDE M. T., ZIMMERMAN, J. K. & NAVARR L. 2004. Natural regeneration of subtropical montane forest after clearing fern thickets in the Dominican Republic. *Journal of Tropical Ecology* 20:483-486.
- SOUZA, V.C. & LORENZI, H. 2008. Botânica sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- STANDISH, R. J., ROBERTSON, A. W. & WILLIAMS, P. A. 2001. The impact of an invasive weed *Tradescantia fluminensis* on native forest regeneration. *Journal of Applied Ecology* 38:1253-1263.
- SWAINE, M.D. & HALL, J.B. 1983. Early succession on cleared forest land in Ghana. *Journal of Ecology* 71:601-628.
- SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. 1988. On the definition of ecological groups in tropical rain forests. *Vegetation* 75:81-86.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta Atlântica montana. *Revista Brasileira de Biologia* 59:251-261.
- TAYLOR, J. A. 1990. The bracken problem: a global perspective. *In* Bracken Biology and Management. Thompson, J. & Smith, R. T. (orgs). Australian Institute of Agricultural Science, Sidney. p. 3-19.
- TURNER, I.M., WONG, Y.K., CHEY, P.T. & IBRAHIM, A 1997. Tree species richness in primary and old secondary tropical forest in Singapore. *Biodiversity and Conservation* 6:538-543.
- UHL, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* 75:377-408.
- UHL, C., BUSCHBACHER, R. & SERRÃO, E. A. S. 1988. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76:663-681.
- VAN BREUGEL, M.V., BONGERS, F. & MARTÍNEZ-RAMOS, M. 2007. Species dynamics during early secondary forest succession: recruitment, mortality and species turnover. *Biotropica* 35:610-

- WALKER, L. R. 1994. Effects of fern thickets on woodland development on landslides in Puerto Rico. *Journal of Vegetation Science* 5:525-532.
- WALKER, L. R. & BONETA, W. 1995. Plant and soil responses to fire on a fern-covered landslide in Puerto Rico. *Journal of Tropical Ecology* 11:473-479.
- WATT, A.S. 1919. On the causes of failure of natural regeneration in British oakwoods. *Journal Ecology* 7:173-203.
- WERNECK, M.S.; FRANCESCHINELLI, E.V. & TAMEIRÃO-NETO, E. 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do triângulo mineiro, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 23: 399-411.
- WHITMORE, T.C. 1989. Canopy gaps and two major groups of forest tree. *Ecology* 70:536-538.
- WHITMORE, T.C. 1990. A introduction to tropical rain forest. Oxford: Clarendon Press, 226p.
- WHITMORE, T.C. 1996. A review of some aspects of tropical rain Forest seedling ecology with suggestions for further enquiry. *In Ecology of tropical Forest tree seedlings.* (Swaine, M.D. ed.). The University of Chicago Press. Chicago & London, p.3-12.
- WOITKE, M. & DIETZ, H. 2002. Shifts in dominance of native and invasive plant in experimental patches of vegetation. *Perspective Plant Ecology Evolution System* 5:165-184.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey.
- ZIMMERMAN, J. K., PASCARELLA, J. B. & AIDE, T. M. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* 8:350-360.

CAPÍTULO 5

MANEJO DA SAMAMBAIA *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter E DA GRAMÍNEA *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) DöLL, NA MATA DE GALERIA DO CAPETINGA, BRASÍLIA – DF

Maria Cristina de Oliveira

Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Departamento de Engenharia Florestal,
Universidade de Brasília, CP 04357 CEP 70919-970 - Brasília, DF. (socrisinaoliveira@gmail.com)

Jeanine Maria Felfili (*in memoriam*)

Centro de Referência em Conservação da Natureza e Recuperação de Áreas Degradadas – CRAD,
Universidade de Brasília, CP 04474 CEP 70904-970 - Brasília, DF.

Manoel Claudio da Silva Júnior

Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília. Caixa Postal 04357 – Brasília, DF
70919-970. (mcsj@unb.br)

RESUMO – (Manejo da Samambaia *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter e da Gramínea *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll, na Mata de Galeria do Capetinga, Brasília – DF). A perturbação por fogo pode resultar em invasões biológicas que ameaçam a biodiversidade pela modificação no funcionamento dos ecossistemas. Esse estudo tem o objetivo de avaliar a resposta da comunidade de mudas nativas após a remoção de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter e *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll em locais perturbados na Mata de Galeria do Capetinga, Brasília, DF. Para isso foi adotado delineamento experimental de blocos ao acaso com seis tratamentos e quatro replicações alocados em parcelas de 10 x 10 m. Os tratamentos foram: T₁: controle; T₂: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum*; T₃: eliminação total da parte aérea de *I. bambusiflorus*; T₄: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*; T₅: eliminação de 50% de cobertura de *P. aquilinum* e T₆: eliminação de 50% de cobertura de *I. bambusiflorus*. Foram amostradas todas as mudas com até 1 m de altura e DAP < 5 cm. A resposta para riqueza de espécies nativas não foi afetada pelos tratamentos baseado no método de remoção de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*, por outro lado, houve aumento do recrutamento de espécies nativas após remoção da porção aérea dessas espécies. Os tratamentos T₂ e T₄ estimularam maior recrutamento de indivíduos de espécies intolerantes à sombra, aparentemente pelo aumento da disponibilidade de luz. Do grupo das espécies que demandam luz, *Dalbergia foliosa*, foi responsável por 69,41% do total de indivíduos recrutados no T₂ e 69,65% do total de indivíduos no T₄.

Palavras-chave: Mata de Galeria, fogo, espécies invasoras, grupos ecológicos, regeneração natural.

ABSTRACT – (Management of the fern *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter and the grasses *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll, in the Capetinga Gallery Forest, Brasília – DF). Fire disturbance can result in biology invasions threatening biodiversity due to modifications on the ecosystem functions. This study aims to evaluate native Gallery Forest vegetation recovery by saplings in disturbed areas after *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter and *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll exclusion at Capetinga Creek, at Brasília, DF. The experimental design used was randomized blocks with six treatments and four replications sites of 10 x 10 m. The treatments were: T₁: control; T₂: total elimination of aerial parts for *P. aquilinum*; T₃: total elimination of aerial parts for *I. bambusiflorus*; T₄: total elimination of aerial parts for both *P. aquilinum* and *I. bambusiflorus*; T₅: elimination of 50% of ground cover for *P. aquilinum* and T₆: elimination of 50% of ground cover for *I. bambusiflorus*. It was sampled all of saplings up to 1 m of height e DAP < 5 cm. Native species richness was not affected by fern and native grass elimination treatments, however, increment of recruitment of native species was found after removal of aerial portion of these two species. Treatments T₂ and T₄ stimulated higher recruitment of shade intolerant species, apparently because of higher light availability. From the group of species that requires light, *Dalbergia foliolosa*, accounts for 69,41% of the total recruitment in T₂ and 69,95% of the total recruitment in T₄.

Key words: Gallery Forest, fire, invaders species, ecological groups, natural regeneration.

6. MANEJO DA SAMAMBAIA *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter E DA GRAMÍNEA *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll, NA MATA DE GALERIA DO CAPETINGA, BRASÍLIA – DF.

6.1. Introdução

Existe considerável interesse sobre a ameaça potencial de espécies de plantas invasoras na composição de espécies e na estrutura da comunidade de habitats nativos (Manchester & Bullock 2000). No entanto, em contraste com o aumento no volume de informações sobre a expansão de espécies não nativas na flora mundial (Lonsdale 1999), a avaliação quantitativa de impactos sobre a biodiversidade está longe da ampla compreensão (Hulme 2003). O déficit dessa informação é reconhecido como prioridade internacional de pesquisa (Byers *et al.* 2002).

Habitats ripários estão entre os ecossistemas mais ameaçados no mundo (Radford *et al.* 2008) e são conhecidos por sua vulnerabilidade a invasão por espécies exóticas, especialmente quando submetidas a distúrbios induzidos pelo homem (Hood & Naiman 2000, Aguiar & Ferreira 2005). A colonização de habitats por espécies invasoras é frequentemente associada à diminuição na abundância de espécies nativas, particularmente árvores (Meiners 2007). Teoricamente, acredita-se que essa invasão de plantas, pelo simples fato de ocupar grande espaço nas áreas invadidas, impõe impactos significativos sobre a comunidade nativa (Gerber *et al.* 2008). Existem evidências de que a presença de espécies vegetais invasoras afeta negativamente a diversidade, composição florística de espécies nativas (Hedja & Pysek 2006, Hulme & Bremner 2006, Gerber *et al.* 2008), estrutura e a dinâmica da comunidade vegetal (Kohli *et al.* 2004). Efeitos similares foram encontrados por Oliveira-Filho *et al.* (1994a), Guilherme *et al.* (1998), Guilherme (1999) e Guilherme *et al.* (2000) para espécies nativas que possuem comportamento invasor. Segundo Richardson *et al.* (2000), essas espécies são classificadas como superdominantes, já que passam a crescer e multiplicar vigorosamente mediante desequilíbrio ambiental.

A samambaia *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. (Dennstaedtiaceae) é considerada uma das espécies invasoras de maior sucesso no mundo, por se estabelecer em vários tipos de vegetação, especialmente em clareiras naturais, áreas queimadas ou exploradas para retirada de árvores (Alonso-Amelot & Rodolfo-Baechler 1996, Scheneider 2004, Harmer *et al.* 2005). *Pteridium* é gênero cosmopolita, ocorrendo em todos os continentes exceto na Antártica (Marrs & Watt 2006). No entanto, a maioria das informações sobre a sua ecologia tem sido descrita a partir de estudos provenientes do hemisfério norte (veja síntese em Marrs & Watt 2006) e escassos são os estudos ecológicos derivados

da América do Sul (Alonso-Amelot & Rodolfo-Baechler 1996, Belinato & Silva Matos 2003, Hartig & Beck 2003, Silva & Silva Matos 2006, Portela *et al.* 2009). Após a colonização, *P. aquilinum* frequentemente depaupera a comunidade nativa (Pakeman & Marrs 1992) pelo aumento no sombreamento, obstrução física para o crescimento, pela densa ocupação do espaço e, para a germinação, pela densa acumulação de necromassa, além da possibilidade de efeitos alelopáticos (Gleissman & Muller 1978).

Poaceae é outro grupo que inclui espécies que competem efetivamente com árvores nativas. A maioria tolera o fogo (D'Antonio & Vitousek 1992) e afeta diretamente a disponibilidade de recursos por seu rápido crescimento, que reduz a incidência de luz na superfície do solo e afeta a germinação e crescimento de outras espécies (Thompson & Harper 1988). Guilherme *et al.* (1998) observaram, em Mata Semidecídua no Triângulo Mineiro, o aumento considerável na densidade da gramínea nativa *Olyra* sp. no estrato inferior, em resposta a supressão da regeneração natural de espécies arbóreas nativas. Adicionalmente, Silva Júnior (1995) e Guilherme *et al.* (2000) observaram que o espaço físico ocupado por *Olyra taquara* parecia restringir a regeneração natural na Mata de Galeria do Taquara e Monjolo, respectivamente, no Distrito Federal. Oliveira-Filho *et al.* (1994a) e Guilherme (1999) indicaram a restrição na regeneração de espécies arbóreas nativas, em Matas Semidecíduas de altitude, em Minas Gerais, na presença de populações de bambus do gênero *Merostachys*.

A espécie *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll (Poaceae) é naturalmente encontrada no bioma Cerrado, principalmente na fitofisionomias de Campos Rupestres, bordas e interiores de matas, margens de córregos e locais mais úmidos em Matas de Galeria, e menos frequente no Cerrado sentido restrito (Boechat 2005). Esta pertence ao grupo fisiológico das plantas C3, com preferência por ambientes sombreados (Boechat 2005) e de acordo com a classificação de Richardson *et al.* (2000) é considerada superdominante com comportamento de espécie invasora na área de trabalho.

Prévios estudos têm mostrado que a remoção de gramíneas exóticas pode aumentar o estabelecimento, sobrevivência e crescimento de plântulas de espécies arbóreas nativas (Morosini & Klink 1997, Holl 1998, Holl *et al.* 2000, Zimmerman *et al.* 2000, Griscom *et al.* 2005, Hooper *et al.* 2005, Denslow *et al.* 2006, Melo 2007, Hoffmann & Haridasan 2008). No entanto, essas respostas não são exclusivas para espécies exóticas invasoras, já que a remoção de gramíneas nativas tem similar efeito (De Steven 1991, Van Auken & Bush 1997, Davis *et al.* 1999, Williams *et al.* 2005, Sharam *et al.* 2006). Assim, a restauração florestal em paisagens dominadas por espécies com comportamento invasor requer sua remoção para o restabelecimento da comunidade de plantas nativas (Robinson & Handel 2000 e Hulme 2006).

A restauração da comunidade de plantas nativas pode ser acelerada pelo aumento na chegada de sementes nativas, que pode ser conseguida pela atração de dispersores naturais de sementes através do plantio de árvores ou poleiros artificiais (McDonnell & Stiles 1983). Os vários métodos para o controle de espécies invasoras incluem aqueles físicos (controle manual, mecânico, fogo controlado e sombra); biológicos (pastejo com animais domésticos, fungos e outros microorganismos); e químicos (uso de herbicidas) (Lowday & Marrs 1992, Pakeman *et al.* 2002, Martins 2006). Porém, Flory & Clay (2009) reforçam que a avaliação de métodos que envolvam a remoção de plantas invasoras é necessária para o estabelecimento de técnicas de manejo que promovam a recuperação de comunidades nativas.

Vários trabalhos já documentaram a incursão de espécies invasivas na floresta tropical secundária (Tabarelli *et al.* 1999, Aide *et al.* 2000, Pascarella *et al.* 2000, Scariot 2001, Hooper *et al.* 2004, Silva & Silva Matos 2006, Marín-Spiotta *et al.* 2007, Letcher & Chazdon 2009). No entanto, a despeito do alerta mundial de vários estudiosos ainda são poucas as informações detalhadas sobre a auto-ecologia, controle ou erradicação de espécies invasoras, bem como sobre o impacto de invasões sobre a estrutura e dinâmica de comunidades vegetais (Parker *et al.* 1999, Byers *et al.* 2002).

Desta forma, esse estudo teve como objetivo avaliar a resposta da comunidade de mudas nativas após a remoção de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter e *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll, na Mata de Galeria do Capetinga, Fazenda Água Limpa (FAL) - DF. Especificamente, nossa hipótese é que a retirada da samambaia e da gramínea nativa beneficiarão a regeneração natural de espécies intolerantes à sombra na mata, para assim acelerar o processo de sucessão.

6.2. Material e métodos

6.2.1. Caracterização da área de estudo

O experimento foi conduzido em área perturbada na Mata de Galeria do Capetinga, FAL - DF, possivelmente submetida a corte raso e fogo no passado recente (Ratter 1991) e atualmente dominada pela samambaia *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter e pela gramínea nativa *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll. Essas espécies são citadas desde o primeiro levantamento florístico efetuado na mata do Capetinga em 1976 por James A. Ratter (Ratter 1991, dados não publicados).

A área do experimento, com 2.400 m² (0,24 ha), está localizada na cabeceira da Mata de Galeria do córrego Capetinga (40 ha), situada na Reserva Ecológica da FAL (15°56 a 15°59 S e 47°55 a 47°58 W) (Figura 1.3 – página 6) da Universidade de Brasília, Distrito Federal, Brasil.

Ali os solos são distróficos, álicos e bem drenados (Furley 1985). De topografia plana a suave ondulada, a mata situa-se acima de 1.000 m de altitude, com declividade de 8% (Pinto 1993). Segundo a classificação de Köpen o clima da região é do tipo Aw com verão chuvoso e inverno seco (Nimer 1989). As médias anuais de temperatura e precipitação nos últimos dois anos (2006-2008) são de 22,1° C (máxima de 27,1° C e mínima de 15,3° C) e 1.439 mm, respectivamente, de acordo com os dados da Estação Meteorológica do Roncador (Figura 1.2 – página 5), situada na Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) a 5 km da área de estudo.

6.2.2. Histórico da área

De maneira geral, as Matas de Galeria na FAL foram perturbadas em função de desmatamentos (corte raso) e/ou monocultura de subsistência até 1971 (Ratter 1991). A supressão dessas atividades antrópicas na fazenda ocorreu após doação pela NOVACAP (Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil) para a Fundação Universidade de Brasília, em 1972. A área mais perturbada na mata foi selecionada para o presente estudo, onde, possivelmente no passado recente, a vegetação foi abatida (corte raso) em aproximadamente 100 m para implantação de cultivo de subsistência (Ratter 1991). Incêndios foram registrados na Mata do Capetinga em 1975 e 1987 (Ratter 1991, Felfili & Silva Júnior 1992), sendo que o fogo em 1975 ocorreu na estação seca e resultou na morte de árvores e carbonização de troncos e ramos caídos na mata (Ratter 1991). Em 1987, outro incêndio alcançou a área e abriu diversas clareiras que facilitaram a propagação de *Pteridium aquilinum* var. *arachnoideum* e *Ichnanthus bambusiflorus* no interior da floresta (Felfili & Silva Júnior 1992) (Figura 6.1). Em 2007, antes da instalação deste experimento, um novo incêndio de menor proporção atingiu a área de estudo.



Figura 6.1. Aspecto fisionômico da área de estudo com presença maciça de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter e de *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll na Mata de Galeria do córrego Capetinga, Brasília, DF, Brasil.

6.2.3. Delineamento experimental

O delineamento experimental adotado foi o de blocos ao acaso, com seis tratamentos e quatro replicações, locados em parcelas de 10 x 10 m (Figura 6.2). Os tratamentos foram os seguintes:

T₁: controle;

T₂: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum*;

T₃: eliminação total da parte aérea de *I. bambusiflorus*;

T₄: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*;

T₅: eliminação de 50% de cobertura de *P. aquilinum* e;

T₆: eliminação de 50% de cobertura de *I. bambusiflorus*.

A eliminação das invasoras consistiu do corte raso com o uso das mãos e de facões. As áreas tratadas foram mantidas limpas de invasoras a cada 2 meses. O experimento foi implantado em outubro de 2007, logo após ocorrência de fogo acidental no local, e perdurou até outubro de 2008.

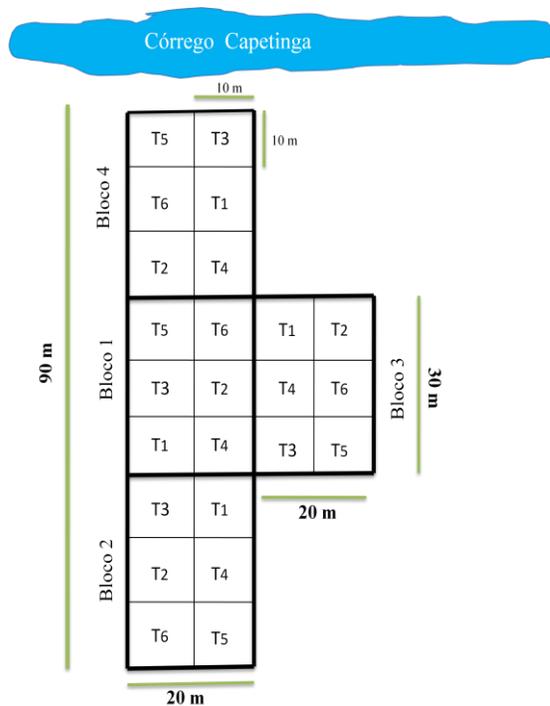


Figura 6.2. Esquema ilustrativo do delineamento experimental com a distribuição dos blocos, parcelas e tratamentos sorteados na área de estudo localizada da Mata de Galeria do córrego Capetinga, Brasília, DF, Brasil.

6.2.4. Amostragem da vegetação

A amostragem da regeneração natural foi realizada na estação seca, em outubro de 2008, um ano após a instalação do experimento. Todas as mudas com até 1 m de altura e DAP < 5 cm foram amostradas e identificadas. Em seguida, as espécies foram classificadas em grupos ecológicos. Os grupos ecológicos utilizados (Felfili 1993) foram: tolerante ao sombreamento (TS); espécie não-pioneira que demanda luz (DL) e espécie pioneira (P). Onde as TS são aquelas espécies que regeneram e se estabelecem sob dossel fechado; as DL são aquelas que regeneram sob grande variedade de condições, mas predominam e se estabelecem principalmente em área aberta; e espécies P são aquelas consideradas colonizadoras de áreas que sofreram distúrbios naturais, tais como clareiras abertas por queda de árvores. Os critérios usados para atribuir o grupo ecológico a cada espécie foram baseados em revisão de literatura (Swaine & Whitmore 1988 e modificado por Oliveira-Filho *et al.* 1994b, Gandolfi 1991, Felfili 1993, Felfili 1997 b,c, Felfili *et al.* 2000).

6.2.5. Análise dos dados

A resposta dos tratamentos na comunidade regenerante foi quantificada pela riqueza e a densidade de indivíduos por grupos ecológicos e total. Para avaliar essas respostas os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) que serviu para analisar os efeitos dos tratamentos e blocos sobre os parâmetros da vegetação. O teste *post hoc* foi o teste t (LSD) ao nível de significância de 5%, para avaliar diferenças entre os tratamentos. Os cálculos estatísticos foram processados no “Software” SAS (Statistical Analysis System) versão 9.1.3.

6.3. Resultados e discussão

Um ano após instalação do experimento, a resposta para riqueza em espécies nativas não foi afetada pelos tratamentos de remoção de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus* (Tabela 4.1, Figura 6.3). Hejda & Pysek (2006) salientaram que, em estudos de curto prazo com a remoção de espécies invasoras, a hierarquia competitiva não se estabelece na comunidade nativa. Na mata do Capetinga, o período de observação pode não ter sido suficiente para capturar adequadamente a magnitude das respostas possíveis.

A remoção da invasora *Impatiens glandulifera* (Balsaminaceae), em vegetação ripária na República Tcheca também não afetou a riqueza em espécies na regeneração (Hejda & Pysek 2006). Por outro lado, no Reino Unido, Hulme & Bremner (2006), após a remoção da mesma espécie, encontraram aumento significativo na riqueza e diversidade de espécies nativas. Os autores Hejda & Pysek (2006) atribuíram o resultado às diferenças na cobertura da espécie invasora. Aumento na riqueza de espécies arbóreas foi constatado em pastos abandonados na Costa Rica, onde Peterson & Haines (2000) retiraram as espécies herbáceas, principalmente *Cynodon nlemfuensis* (Poaceae).

Tabela 4.1. Efeito de tratamento e bloco (ANOVA) sobre a riqueza e densidade de espécies nativas na Mata de Galeria do Capetinga, Brasília, DF, Brasil. ($p < 0,05$)

Fonte de variação	Comunidade nativa				
	gl	Riqueza		Densidade	
		F	P	F	P
Tratamento	5	1,44	0,27	4,41	0,01
Bloco	3	3,53	0,04	3,92	0,03
Erro	15				

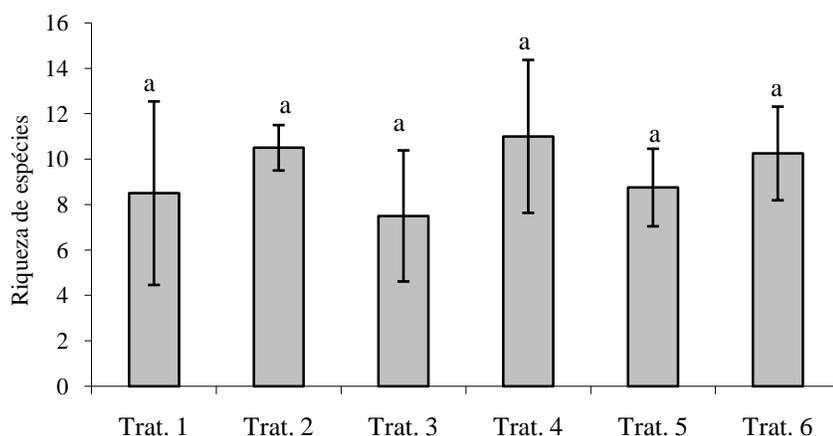


Figura 6.3. Média (\pm desvio padrão) da riqueza de espécies nativas nos tratamentos aplicados na comunidade de mudas da Mata de Galeria do córrego Capetinga, na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($P < 0,05$; teste t). **T₁**: controle; **T₂**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum*; **T₃**: eliminação total da parte aérea de *I. bambusiflorus*; **T₄**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*; **T₅**: eliminação de 50% de cobertura de *P. aquilinum* e **T₆**: eliminação de 50% de cobertura de *I. bambusiflorus*.

Por outro lado, a eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus* resultou em aumento da densidade de espécies nativas (Tabela 4.1). A densidade de espécies nativas foi quatro vezes maior no tratamento 4 (T₄) que no tratamento controle (T₁) (Figura 6.4), ou seja, a presença dessas espécies reprime a emergência de mudas de espécie nativas.

Resultado semelhante foi encontrado em outros estudos que acompanharam o desenvolvimento da vegetação nativa após controle de *Pteridium aquilinum* no Reino Unido (Marrs & Lowday 1992, LeDuc *et al.* 2000). Segundo esses autores, a direção e taxa de estabelecimento da comunidade vegetacional pode ser altamente variável. No entanto, o desenvolvimento da vegetação após os tratamentos pode ser vagaroso (Pakeman *et al.* 2000). Marrs & Lowday (1992), somente após dez anos na redução da cobertura de *P. aquilinum*, encontraram aumento no estabelecimento da espécie nativa pioneira *Calluna vulgaris*.

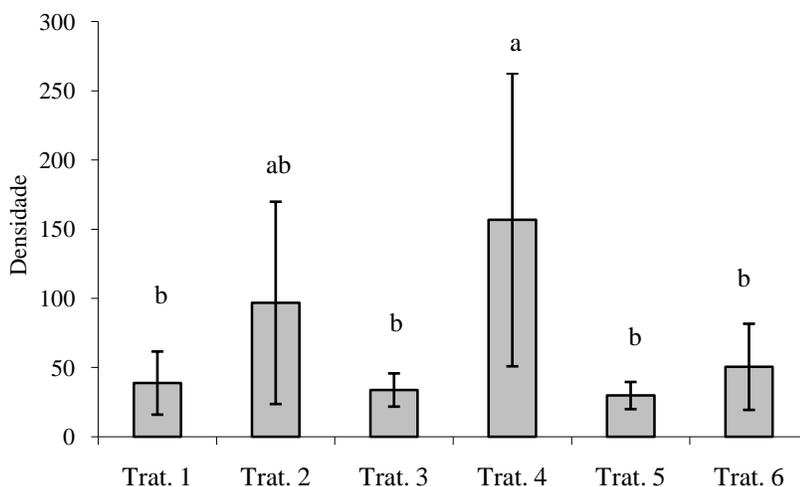


Figura 6.4. Média (\pm desvio padrão) da densidade de espécies nativas nos tratamentos aplicados na comunidade de mudas da Mata de Galeria do córrego Capetinga, na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF, Brasil. Média e desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($P < 0,05$; teste t). **T₁**: controle; **T₂**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum*; **T₃**: eliminação total da parte aérea de *I. bambusiflorus*; **T₄**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*; **T₅**: eliminação de 50% de cobertura de *P. aquilinum* e **T₆**: eliminação de 50% de cobertura de *I. bambusiflorus*.

O aumento na densidade após tratamento também foi verificado por Humphrey & Swaine (1997), onde o controle de *Pteridium aquilinum* promoveu a regeneração de *Quercus petraea* e de *Q. robur* na Escócia. Em área de pastagem abandonada na Costa Rica Peterson & Haines (2000), verificaram uma maior colonização de espécies arbóreas nativas quando da retirada de *Cynodon nlemfuensis* (Poaceae). Martins *et al.* (2002) também verificaram aumento na densidade e relataram a inibição da regeneração de espécies nativas arbóreas devida a alta abundância da gramínea *Melinis minutiflora* em Floresta Estacional Semidecidual. Merriam & Feil (2002) na Carolina do Norte, USA, mostraram que a remoção de *Ligustrum sinense* (Oleaceae) igualmente causou aumento na densidade de espécies nativas. Slocum *et al.* (2004) na República Dominicana, concluíram que a remoção de *Dicranopteris pectinata* (Gleicheniaceae) causou rápido recrutamento de espécies arbóreas nativas que, em seguida, limitou a regeneração da samambaia. Melo (2007) observou que, em Floresta Estacional Semidecidual perturbada por fogo em São Paulo, a remoção de invasoras resultou em aumento da densidade total de árvores nativas. Oswalt *et al.* (2007) observaram que a correlação negativa entre a cobertura da invasora *Microstegium vimineum* (Poaceae) e a densidade de plântulas nativas. Carrie & Galatowitsch (2008) em experimento em Minnesota, nos Estados Unidos, observaram que o controle da invasora *Phalaris arundinaceae* (Poaceae) foi essencial para o estabelecimento de espécies nativas.

Finalmente, Flory & Clay (2009) concluíram que a remoção de *Microstegium vimineum* (Poaceae) resultou no aumento da densidade de plântulas arbóreas nativas. Em síntese, estes autores observaram que a presença de espécie invasora reprime a emergência de espécies nativas, corroborando com o resultado observado no presente estudo.

De modo geral, a recolonização através da regeneração natural é sugerida como a melhor estratégia de recuperação de áreas invadidas (Slocum *et al.* 2004). Cabe ressaltar que, na Mata de Galeria do Capetinga, a relação direta entre supressão de invasoras e o aumento no recrutamento de plântulas nativas deve ser feita com cautela, já que outros estudos falharam em atestar esse potencial. Como exemplo, em campos na Califórnia Seabloom *et al.* (2003) observaram que o restabelecimento da comunidade nativa após a remoção da invasora foi comprometido pela falta de propágulos nativos e pela modificação do ambiente físico devida à espécie invasora. Hulme & Bremner (2006) também destacaram que a remoção de espécies invasoras pode limitar a resposta subsequente da vegetação nativa, pois esta dependerá de espécies existentes no banco de sementes do solo, da chuva de sementes e da propagação vegetativa.

No presente estudo, o aumento na densidade de mudas de espécies nativas, após tratamento, mostrou o efeito negativo da samambaia invasora e da gramínea superdominante. Nesses resultados, vários fatores podem estar envolvidos. A invasão pode inibir a germinação e o desenvolvimento de espécies nativas pela competição por recursos, tais como a luz, nutrientes ou água (Aide & Cavelier 1994, Guimarães-Vieira *et al.* 1994, Walker 1994, Nepstad *et al.* 1996, Holl *et al.* 2000, Zimmerman *et al.* 2000). Além disso, *P. aquilinum* cresce em alta densidade, produz biomassa aérea abundante, que reduz a luz na superfície do solo. Em adição, esta espécie produz densa camada de liteira que parece prevenir o recrutamento de outras espécies (Frankland 1976). De modo geral, conforme destacado por D'Antonio & Mahall (1991), as invasoras possuem melhor habilidade competitiva que as espécies nativas.

A relação da densidade de indivíduos nos grupos ecológicos e tratamentos pode ser vista na Figura 6.5. O resultado da ANOVA indicou que o tratamento onde foi realizada eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* (T₂) e o onde foi eliminada a parte aérea total de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus* (T₄), influenciou a distribuição dos indivíduos nos grupos ecológicos, não revelando diferenças significativas para os demais tratamentos.

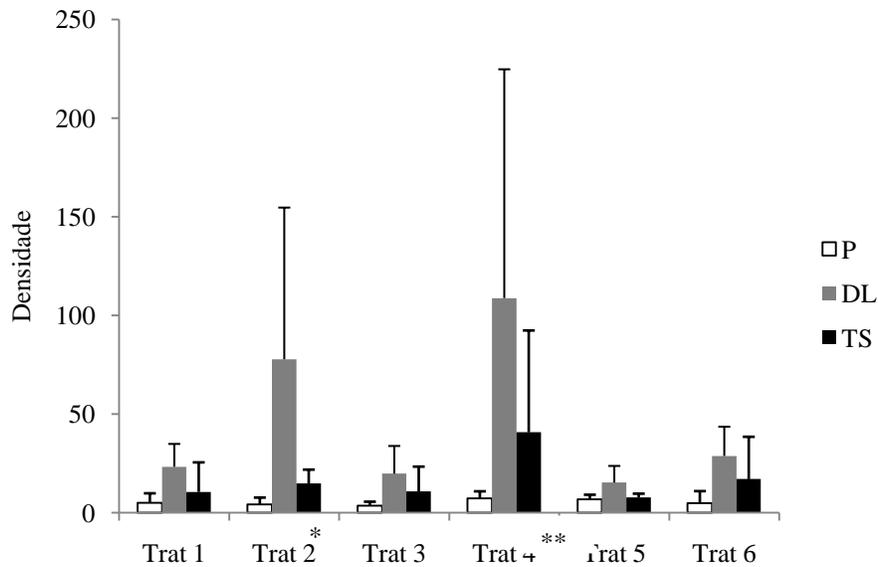


Figura 6.5. Média (\pm desvio padrão) da densidade de espécies nativas de diferentes grupos ecológicos nos tratamentos aplicados na comunidade de mudas da Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília – DF. Média e desvio padrão. **T₁**: controle; **T₂**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum*; **T₃**: eliminação total da parte aérea de *I. bambusiflorus*; **T₄**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*; **T₅**: eliminação de 50% de cobertura de *P. aquilinum* e **T₆**: eliminação de 50% de cobertura de *I. bambusiflorus*. P – Pioneira, DL – Demanda Luz e TS – Tolerante à Sombra. Os asteriscos (*) indicam diferença significativa entre os grupos ecológicos nos tratamentos (* $p = 0,0093$; ** $p = 0,00061$).

O tratamento de eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* (T₂) estimulou maior recrutamento de espécies que demandam luz em relação às tolerantes à sombra ($p = 0,0142$) e pioneiras ($p = 0,0046$). Não foi encontrada diferenças entre as densidades dos grupos das tolerantes à sombra e pioneiras ($p = 0,6740$). O tratamento de eliminação total da parte aérea das duas espécies (T₄) também estimulou maior recrutamento de indivíduos de espécies que demandam luz em relação às tolerantes à sombra ($p = 0,0084$) e pioneiras ($p = 0,0002$). Por outro lado, não foi encontrada diferença entre as densidades dos grupos das espécies tolerantes e pioneiras ($p = 0,1830$).

O maior número de indivíduos de espécies que demandam luz verificado no T₂ e T₄, sugere o aumento da disponibilidade de recursos, especialmente luz, após eliminação da espécie invasora *P. aquilinum* no T₂ e eliminação da invasora e da gramínea nativa no T₄. Por outro lado, o baixo recrutamento de espécies pioneiras é intrigante. O recrutamento de pioneiras ocorre predominantemente de sementes no solo (Lawton & Putz 1988). Poder-se-ia questionar sobre a viabilidade do banco de sementes na Mata de Galeria do Capetinga, ou então a intensidade ou duração da luz necessária para a quebra da dormência das espécies pioneiras. Sabe-se que perturbações

recorrentes podem levar ao esgotamento progressivo do banco de sementes e assim restringir a regeneração na fase inicial de sucessão. Tal qual indicado por Uhl *et al.* (1981), que encontrou densidade reduzida de sementes estocadas no solo de áreas perturbadas por fogo. Nesse caso, a regeneração pode ser lenta e completamente dependente das poucas espécies que conseguem chegar e se estabelecer no local (Willson & Crome 1989).

No presente estudo, das espécies que demandam luz, *Dalbergia foliolosa* foi responsável por 69,41% do total de indivíduos recrutados no T₂ e 69,65% do total de indivíduos no T₄. A composição das espécies dominantes em determinado local é dependente de particularidades no uso prévio da terra, da composição florística da vegetação circunvizinha e do banco de sementes, além de outros fatores (Moran *et al.* 1996). Segundo Rodrigues *et al.* (2004) o efeito de perturbações intensas, como o fogo, sobre a sucessão secundária, depende das consequências sobre a germinação do banco de sementes e sobre as estruturas vegetativas remanescentes. Para Tucker *et al.* (1998) a vegetação secundária se estabelece por quatro processos principais a saber: 1) regeneração de indivíduos remanescentes do distúrbio; 2) germinação do banco de sementes do solo; 3) rebrotas de raízes ou de tocos; e 4) dispersão e/ou migração de sementes de outras áreas.

Castellani & Stubblebine (1993) reforçam a importância das espécies que apresentam padrão de rebrota de gemas radiculares, que pode definir outros rumos na dinâmica da restauração da comunidade arbórea. A rebrota é muito comum em área sujeitas à fragmentação e distúrbios antrópicos (Rodrigues *et al.* 2004). Porém, Kauffman & Uhl (1990) atentaram que espécies típicas de Florestas Tropicais Úmidas não apresentam adaptações para sua persistência pós-fogo, classificaram, então, a rebrota pós-fogo como “adaptação fortuita”.

Na Mata de Galeria do Capetinga foram identificadas rebrotas a partir de raízes geminíferas de *Dalbergia foliolosa* (Figura 6.6). Pertencente a família Fabaceae, essa espécie respondeu por mais da metade da regeneração natural no T₄. Rodrigues *et al.* (2004) em Floresta Semidecidual em Campinas, São Paulo, observaram que Fabaceae continha o maior número de espécies com rebrotas a partir de gemas radiculares. Estes autores atribuíram, em parte, às rebrotas a elevada riqueza de Fabaceae em florestas perturbadas em São Paulo. Porém, ainda são escassos os estudos sobre rebrotas em florestas tropicais, inclusive para as Matas de Galeria, como os de Kauffman (1991), Hayashi *et al.* (2001) e Rodrigues *et al.* (2004).

De acordo com Uhl *et al.* (1981), as espécies pioneiras se estabelecem, preferencialmente, pela germinação de sementes presentes no banco antes da abertura de clareiras. No entanto, se a intensidade do fogo for suficientemente forte, as altas temperaturas na superfície do solo poderão danificar o banco

de sementes. Neste caso, a rebrota de gemas radiculares ou de galhos pode representar processo efetivo de reocupação espacial, já que os brotos tem potencial para emergir a distâncias variadas do indivíduo remanescente e, eventualmente, desenvolver seu próprio sistema de raízes adventícias (Rodrigues *et al.* 2004). Os brotos dependem apenas da intensidade do distúrbio já que não passam pelas fases mais sensíveis de germinação de sementes e estabelecimento de plântulas (Uhl *et al.* 1981, Kauffman 1991). No entanto, futuros estudos que avaliem a regeneração a partir de rebrotas são necessários para as espécies de Matas de Galeria.



Figura 6.6. Rebrotas a partir de raiz geminífera de *Dalbergia foliolosa* Benth. (Fabaceae) após fogo e eliminação de *Pteridium aquilinum* e *Ichnanthus bambusiflorus* na Mata de Galeria do Capetinga na Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil.

A distribuição da riqueza em espécies nos grupos ecológicos entre os tratamentos está na Figura 6.7. O resultado da ANOVA não indicou influência dos tratamentos na riqueza de espécies nos diferentes grupos ecológicos após um ano de experimento. O pequeno período de observação do experimento pode ter influenciado a resposta, já que, conforme Hejda & Pysek (2006) a hierarquia competitiva na comunidade não se estabelece na área imediatamente após a remoção das espécies invasoras.

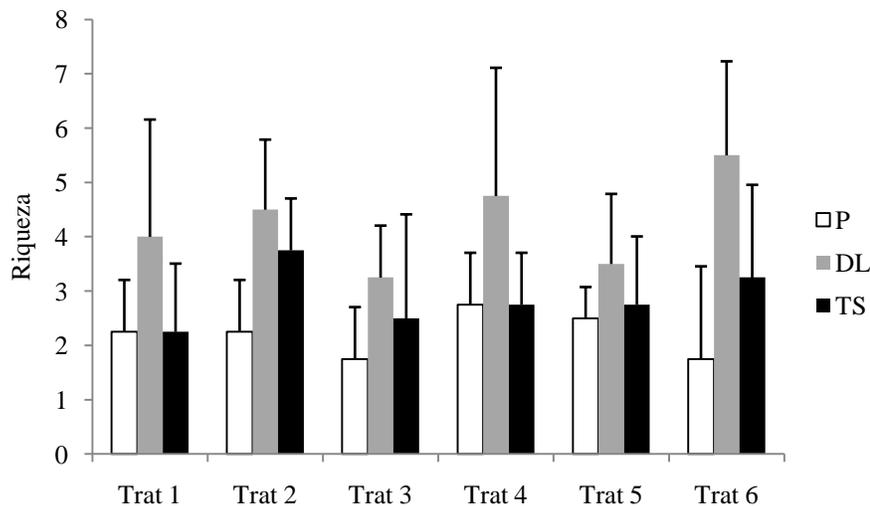


Figura 6.7. Média (\pm desvio padrão) da riqueza de espécies classificadas em grupos ecológicos nos tratamentos aplicados na comunidade de mudas da Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF, Brasil. **T₁**: controle; **T₂**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum*; **T₃**: eliminação total da parte aérea de *I. bambusiflorus*; **T₄**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*; **T₅**: eliminação de 50% de cobertura de *P. aquilinum* e **T₆**: eliminação de 50% de cobertura de *I. bambusiflorus*. P – Pioneira, DL – Demanda Luz e TS – Tolerante à Sombra.

Na sequência de comparações, a densidade dos indivíduos e riqueza de espécies distribuídas por grupo ecológico (P, DL e TS) apresentou diferenças significativas, baseado no método de remoção da samambaia e da gramínea nativa (Figura 6.8). Os tratamentos não afetaram a densidade de espécies pioneiras (Figura 6.8a) e tolerantes à sombra (Figura 6.8c). A densidade de espécies que demandam luz foi maior com a eliminação total da invasora no T₂ e com a eliminação da invasora e da gramínea nativa no T₄ em comparação com o tratamento controle (T₁) (Figura 6.8b). Por outro lado, essa densidade foi semelhante ao controle em todos os outros tratamentos.

A remoção total da invasora (T₂) e a remoção total da samambaia e da gramínea nativa (T₄) resultou no aumento do número de indivíduos de espécies que demandam luz e demonstrou que a invasão reprime o recrutamento de espécies desse grupo. O maior recrutamento foi, em parte, entendido, pelo aumento da luminosidade resultante da eliminação da invasora e da gramínea nativa. Tal resultado foi encontrado por Peterson & Haines (2000), em pasto abandonado na Costa Rica, onde a retirada das herbáceas propiciou aumento de espécies intolerantes à sombra como *Miconia*, *Piper* e *Cecropia*.

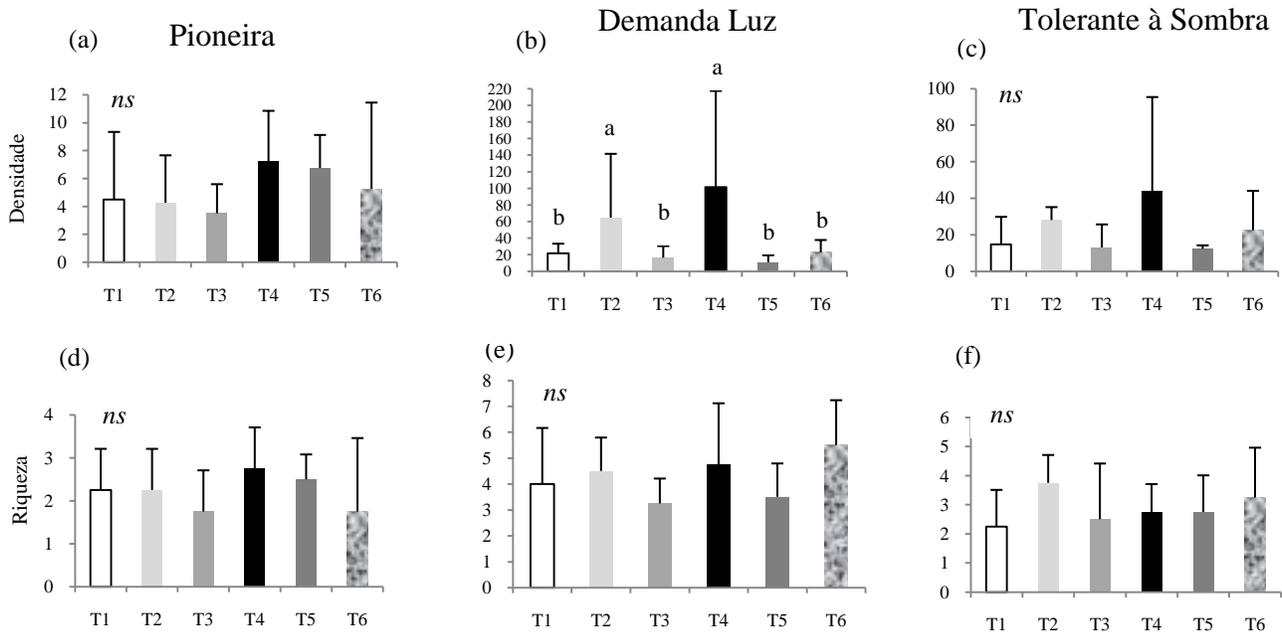


Figura 6.8. Densidade (a,b,c) e riqueza (d,e,f) em espécies nativas classificadas em grupos ecológicos nos tratamentos aplicados na comunidade de mudas na Mata de Galeria do córrego Capetinga, da Fazenda Água Limpa, Brasília - DF. Os dados são média por tratamento em 400 m², letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($P < 0,05$; teste t). **T₁**: controle; **T₂**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum*; **T₃**: eliminação total da parte aérea de *I. bambusiflorus*; **T₄**: eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*; **T₅**: eliminação de 50% de cobertura de *P. aquilinum* e **T₆**: eliminação de 50% de cobertura de *I. bambusiflorus*.

A riqueza de espécies nativas não foi afetada pelos tratamentos para o grupo das pioneiras (Figura 6.8d), das que demandam luz (Figura 6.8e) e das tolerantes à sombra (Figura 6.8f).

De maneira geral, independente de diferenças estatísticas encontradas neste estudo, as espécies nos três grupos ecológicos co-existiram nos tratamentos que simularam uma variedade de condições de luminosidade. Diante disso, nos deparamos com o seguinte paradigma que vem sendo discutido desde a década de 1960: as espécies vegetais em geral ocupam nichos estreitos e exclusivos? Denslow *et al.* (1990), por exemplo, observaram em floresta tropical na Costa Rica que grupos ecológicos distintos não responderam conforme previsto em relação à diferenças na disponibilidade de luz. No centro de grandes clareiras, com maior luminosidade, espécies pioneiras e tolerantes à sombra foram capazes de estabelecer e crescer. Já Brokaw (1985) encontrou maior densidade de plântulas pioneiras em grandes clareiras (>150 m²), enquanto plântulas tolerantes à sombra ocorreram com densidade similar em ambos os tamanhos de clareiras. Welden *et al.* (1991) consideraram generalistas 89,6% das 106 espécies de plântulas em condições de dossel aberto na floresta neotropical no Barro Colorado no

Panamá. Na Costa Rica, a maioria das 104 espécies na floresta tropical foi capaz de crescer em ambientes sombreados sob denso dossel, ou iluminados como em clareiras (Lieberman *et al.* 1995). No entanto, o grupo das espécies de crescimento mais rápido e vida curta exibiram significativa preferência por condições mais abertas.

O fato é que grupos ecológicos associados à diferentes condições de luminosidade é um conceito útil e de fácil entendimento mas, de difícil definição e constatação na natureza (Whitmore 1996). A maioria das espécies aparentemente ocupa nichos mais amplos e, assim, não se encaixam bem em grupos ecológicos. Distribuem-se sim em gradientes de contínuas variações ambientais (Swaine & Whitmore 1988). Nesse contínuo, cada uma possui seu ótimo ecológico. Lieberman *et al.* (1995) vão além e sugerem que o conceito da alta especificidade e tolerância estreita das espécies com relação à variedades de habitats deve ser substituído pelo conceito de larga amplitude ecológica e, mais do que a separação de nichos, encontraram sobreposições extensas de habitats para a grande maioria das espécies estudadas na floresta tropical na Costa Rica. Assim, segundo Hartshorn (1980) o que vai reduzir a disponibilidade do grupo de colonizadores em qualquer sítio de estabelecimento serão os caprichos na produção e dispersão de sementes acopladas aos processos dinâmicos de natureza estocástica. Os resultados do presente experimento sugerem que a separação das espécies em grupos ecológicos sucessionais satisfaz mais à funcionalidade de cada trabalho do que à realidade que se apresenta em campo.

6.4. Conclusões

- Um ano de experimento mostrou que a riqueza em espécies nativas não foi afetada pelos tratamentos de remoção de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus*, porém favoreceu a densidade de mudas de espécies arbóreas nativas.
- A eliminação total da parte aérea de *P. aquilinum* e *I. bambusiflorus* (T₄), assim como a eliminação total da parte aérea somente de *P. aquilinum* (T₂) estimulou maior recrutamento de indivíduos de espécies que demandam luz, aparentemente associado ao aumento da disponibilidade de recursos, especialmente luz, comprovando assim a hipótese do trabalho.
- Os tratamentos não influenciaram na riqueza de espécies nos diferentes grupos ecológicos.
- A continuação das observações neste experimento e estudos futuros sobre a viabilidade do banco de sementes, sobre a colonização e substituição de espécies ao longo do tempo e sobre o histórico de perturbações, são necessários para a melhor compreensão dos mecanismos sucessionais que se manifestam na Mata de Galeria do Capetinga.

6.5. Agradecimentos – Agradecemos aos trabalhadores de campo da Fazenda Água Limpa (FAL) Sr. Luiz Carlos (Zico), Marconi, Augusto e Rodrigo pela ajuda no trabalho árduo de aplicação dos tratamentos. Ao técnico do Laboratório de Manejo Florestal Sr. Newton R. Oliveira pela ajuda dispensada no campo. A CAPES pela concessão da bolsa de estudo a primeira autora e financiamento de parte da pesquisa - Edital Pró-equipamentos/2007. Ao CNPq pela bolsa de produtividade em pesquisa para os demais autores e pelo apoio ao projeto junto ao Programa PELD e PIBIC.

Referências bibliográficas

- AGUIAR, F.C. & FERREIRA, M.T. 2005. Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in Tagus river basin, Portugal. *Environmental Conservation* 32:30-41.
- AIDE, T. M. & CAVELIER, J. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2:219-229.
- AIDE, T.M., ZIMMERMAN, J.K., PASCARELLA, J.B., RIVERA, L. & MARCANO-VEGA, H. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pasture: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8:328-338.
- ALONSO-AMELOT, M.E. & RODULFO-BAECHLER, S. 1996. Comparative spatial distribution, size, biomass and growth rate of two varieties of bracken fern (*Pteridium aquilinum* L. Kuhn) in a neotropical montane habitat. *Vegetatio* 125:137-147.
- BELINATO, T.A & SILVA MATOS, D. 2003. O impacto de *Pteridium aquilinum* var. *arachnoideum*, Pteridophyta, na germinação e morfologia de espécies arbóreas na Mata Atlântica. In Anais VI Congresso de Ecologia do Brasil, Fortaleza, p. 381-383.
- BOECHAT, S.C. 2005. O gênero *Ichnanthus* (Poaceae - Panicoideae – Paniceae), no Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 60:189-248.
- BROKAW, N.V.L. 1985. Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forest. In *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics* (Pickett, S.T.A. & White, P.S. eds). Academic Press, Inc., San Diego, p.53-69.
- BYERS, J.E., REICHARD, S., RANDALL, J.M., PARKER, I.M., SMITH, C.S. & LONSDALE, W.M. 2002. Directing research to reduce the impacts of non indigenous species. *Conservation Biology* 16:630–640.
- CARRIE, R.A. & GALATOWITSCH, S.M. 2008. The transition from invasive species control to native species promotion and its dependence on seed density thresholds. *Applied Vegetation Science* 11:131-138.
- CASTELLANI, T.T. & STUBBLEBINE, W.H. 1993. Sucessão secundária inicial em uma mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica* 16:181-203.

- D'ANTONIO, C.M. & MAHALL, B. E. 1991. Root profiles and competition between the invasive, exotic perennial, *Carpobrotus edulis*, and two native shrub species in Californian coastal scrub. *American Journal of Botany* 78:885-894.
- D'ANTONIO, C.M. & VITOUSEK, P.M. 1992. Biological invasions by alien grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review Ecology Systematics* 23:63-87.
- DAVIS, M. A., WRAGE, K. J., REICH, P. B., TJOELKER, M. G., SCHAEFFER, T. & MUERMANN, C. 1999. Survival, growth, and photosynthesis of tree seedlings competing with herbaceous vegetation along a water-light-nitrogen gradient. *Plant Ecology* 145:341-50.
- DENSLOW, J.S., SCHULTZ, J. & VITOUSEK, P.M., STRAIN, B. 1990. Growth responses of tropical shrubs to treefall gap environments. *Ecology* 71:165-179.
- DENSLOW J. S., UOWOLO A. L. & HUGHES R. F. 2006. Limitations to seedling establishment in a mesic Hawaiian forest. *Oecologia* 148:118–28.
- DE STEVEN D. 1991. Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession – seedling survival and growth. *Ecology* 72:1076–88.
- FELFILI, J.M. 1997a. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community an dome of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Revista Brasileira 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.
- FELFILI, J.M. 1997c. Comparison of the dynamics of two gallery forests in Central Brazil. *In: Proceedings: International symposium on assessment and monitoring of forests in tropical dry regions with special reference to gallery forests.* (J. Imanãs-Encinas. & C. Kleinn, orgs). University of Brasilia. Brasília. p.115-124.
- FELFILI, J.M. & SILVA JÚNIOR, M.C. 1992. Floristic composition, phytosociology and comparison of cerrado and gallery forests at Fazenda Água Limpa, Federal District, Brazil. *In Nature and dynamics of forest-savanna boundaries.* (Furley, P.A.; Proctor, J.A. & Ratter, J.A.(eds.). Chapman & Hall. London, p. 393-415.
- FELFILI, J.M., RIBEIRO, J.F., FAGG, C.W. & MACHADO, J.W.B. 2000. Recuperação de Matas de Galeria. *Série Documentos, Embrapa Cerrados, Planaltina - DF, n. 21.*
- FLORY, S.L. & CLAY, K. 2009. Invasive plant removal method determines native plant community response. *Journal of Applied Ecology* 46: 434-442.
- FRANKLAND, J.C. 1976. Decomposition of bracken litter. *Botanical Journal of the Linnean Society* 73:133-143.
- FURLEY, P.A. 1985. Notes on the soils and plant communities of Fazenda Água Limpa (Brasília, DF.

Brasil). University of Edinburgh Occasional publications 5:138.

- GANDOLFI, S. 1991. Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, município de Guarulhos, SP. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.
- GERBER, E., KREBS, C., MURRELL, C., MORETTI, M., ROCKLIN, R. & SCHAFFNER, U. 2008. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation* 141:646-654.
- GLIESSMAN, S.R. & MULLER, C.H. 1978. The allelopathic mechanisms of dominance in bracken in southern California. *Journal Chemical Ecology* 4:337-362.
- GRISCOM H. P., ASHTON P. M. S. & BERLYN G. P. 2005. Seedling survival and growth of native tree species in pastures: implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama. *Forest Ecology and Management*. 218:306-18.
- GUILHERME, F.A.G. 1999. Efeitos de regime de inundação e de bambus na dinâmica da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua no sul de Minas Gerais. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- GUILHERME, F.A.G. 2000. Efeitos da cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em Mata de Galeria, Brasília - DF. *Cerne* 6:60-66.
- GUILHERME, F.A.G., NAKAJIMA, J.M., LIMA, C.A.P. & VANINI, A. 1998. As fitofisionomias e a flora lenhosa nativa do Parque do Sabiá, Uberlândia, MG. *Daphne* 8:17-30.
- GUIMARÃES-VIEIRA, I.C., UHL, C. & NEPSTAD, D. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'succession facilitator' in an abandoned pasture, Paragominas, Amazonia. *Vegetatio* 115: 91-99.
- HAYASHI, H.A., PENHA, A.S., RODRIGUES, R.R., APPEZZATO-da-GLORIA, P. 2001. Anatomical studies of shoot but-forming root of brazilian tree species. *Australian Journal of Botany* 49:745-751.
- HARMER, R.; BOSWELL, R. & ROBERTSON, M. 2005. Survival and growth of tree seedlings in relation to changes in the ground lora during natural regeneration of an oak shelterwood. *Forestry* 78:21-32.
- HARTIG, K. & BECK, E. 2003. The bracken fern (*Pteridium arachonideum* (Kaulf.) Maxon) dilemma in the Andes of Southern. *Ecotropica* 9:3-13.
- HARTSHORN, G.S. 1980. Neotropical Forest Dynamics. *Biotropica* 12:23-30.
- HEJDA, M. & PYSEK, P. 2006. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? *Biological Conservation* 132:143-152.

- HOFFMANN, W. A. & HARIDASAN, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology* 33:29–36.
- HOLL K. D. 1998. Effects of above- and below-ground competition of shrubs and grass on *Calophyllum brasiliense* (Camb.) seedling growth in abandoned tropical pasture. *Forest Ecology and Management* 109:187–95.
- HOLL, K. D., LOIK, M. E., LIN, E. H. V. & SAMUELS, I. A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8:339–349.
- HOOD, W.G. & NAIMAN, R.J. 2000. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plant. *Plant Ecology* 148:105-114.
- HOOPER, E., LEGENDRE, P. & CONDIT, R. 2004. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. *Ecology* 85:3313-3326.
- HOOPER E., LEGENDRE P. & CONDIT R. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* 42:1165-1174.
- HULME, P.E. 2003. Biological invasions: winning the science battles but losing the conservation war? *Oryx* 37:178-193.
- HULME, P.E. 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology* 43:43-50.
- HULME, P.E. & BREMNER, E.T. 2006. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. *Journal of Applied Ecology* 43:43-50.
- HUMPHREY, J.W. & SWAINE, M.D. 1997. Factors affecting the natural regeneration of *Quercus* in Scottish oakwoods. I. Competition from *Pteridium aquilinum*. *Journal of Applied Ecology* 34:577-584.
- KAUFFMAN, J.B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the Eastern Amazon. *Biotropica* 23:219-306.
- KAUFFMAN, J.B. & UHL, C. 1990. Interaction of anthropogenic activities, fire, and rain forest in the Amazon Basin. *In Fire in the Tropical Biota: Ecosystem Processes and Global Challenges* (J.G. Goldammer, ed.). Springer Verlag, Berlin, p.117-134.
- KOHLI, R.K., DOGRA, K.S., DAIZY, R.B. & SINGH, H.P. 2004. Impact of invasive plants on the structure and composition of natural vegetation of Northwestern Indian Himalayas. *Weed Technology* 18:1296-1300.
- LAWTON, R.O. & PUTZ, F.E. 1988. Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. *Ecology* 69:764-777.

- LeDUC, M.G., PAKEMAN, R.J. & MARRS, R.H. 2000. Vegetation development on upland and marginal land treated with herbicide, for bracken (*Pteridium aquilinum*) control, in Great Britain. *Journal of Environmental Management* 58:147-160.
- LETCHER, S. & CHAZDON, R.L. 2009. Rapid recovery of biomass, species, richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. *Biotropica* 41:608-617.
- LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D.; PERALTA, R. & HARTSHORN, G.S. 1995. Canopy closure and the distribution of tropical forest tree species at La Selva, Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 11:161:177.
- LONSDALE, W.M. 1999. Global patterns of plant invasion and the concept of invasibility. *Ecology* 80:1522-1536.
- LOWDAY, J.E. & MARRS, R.H. 1992. Control of bracken and the restoration of heathland. I. Control of bracken. *Journal of Applied Ecology* 29: 195-203.
- MANCHESTER, S.J. & BULLOCK, J.M. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology* 37:845-864.
- MARÍN-SPIOTTA, E., SILVER, W.L. & OSTERTAG, R. 2007. Long-term patterns in tropical reforestation: plant community composition and above-ground biomass accumulation. *Ecological Applications* 17:828-839.
- MARRS, R.H. 1988. Vegetation changes on lowland heaths and its relevance for conservation management. *Journal Environmental Management* 27:127-149.
- MARRS, R. H. & LOWDAY, J. E. 1992. Control of Bracken and the Restoration of Heathland. II. Regeneration of the Heathland Community. *Journal of Applied Ecology* 29:204-211.
- MARRS, R.H. & WATT, A.S. 2006. Biological flora of the British Isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. *Journal of Ecology* 94:1272-1
- MARTINS, C.R. 2006. Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura): uma espécie invasora do Cerrado. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Distrito Federal.
- MARTINS, S.V., RIBEIRO, G.A., SILVA JÚNIOR, W.M. & NAPPO, M.E. 2002. Regeneração pós-fogo em fragmento de floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. *Ciência Florestal* 12:11-19.
- MCDONNELL, M. J. & STILES, E. W. 1983. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia* 56:109-116.
- MEINERS, S.J. 2007. Apparent competition: an impact of exotic shrub invasion on tree regeneration. *Biological Invasion* 9:849-855.
- MELO, A.C.G. 2007. Incêndio em floresta estacional semidecidual: avaliação de impacto e estudo dos

processos de regeneração. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Carlos.

- MERRIAN, R.W. & FEIL, E. 2002. The potential impact of an introduced shrub on native plant diversity and forest regeneration. *Biological Invasions* 4:369-373.
- MORAN, E.F., PACKER, A., BRONDIZIO, E. & TUCKER, J. 1996. Restoration of vegetation cover in the eastern Amazon. *Ecological Economics* 18:41-54.
- MOROSINI, I.B.A. & KLINK C.A. 1997. Interferência do capim gordura (*Melinis minutiflora* Beauv) no desenvolvimento de plântulas de embaúba (*Cecropia pachystachya* Trécul). In *Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado*. (L. L. Leite & C. H. Saito, eds) Universidade de Brasília, Brasília, p. 82-6.
- NEPSTAD, D. C., UHL, C., PEREIRA, C. A. & CARDOSO DA SILVA, J. M. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* 76:25-39.
- NIMER, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., VILELA, E.A., GAVILANES, M.L. & CARVALHO, D.A. 1994a. Effect of flooding regime and understorey bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. *Vegetatio* 113:99-124.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., VILELA, A.E., GAVILANES, M.L. & CARVALHO, D.A. 1994b. Effect of soil and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 10:483-508.
- OSWALT, C.M.; OSWALT, S.N. & CLATTERBUCK, W.K. 2007. Effect of *Microstegium vimineum* (Trin.) A. Camus on native woody species density and diversity in a productive mixed-hardwood forest in Tennessee. *Forest Ecology and Management* 242:727-732.
- PAKEMAN, R. J. & MARRS, R. H. 1992. Vegetation development on moorland after control of *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn with asulam. *Journal of Vegetation Science* 3:707-710.
- PAKEMAN, R.J., THWAITES, R.H., Le DUC, M.G. & MARRS, R.H. 2000. Vegetation re-establishment on land previously subject to control of *Pteridium aquilinum* by herbicide. *Applied Vegetation Science* 3:95-104.
- PAKEMAN, R.J., THWAITES, R.H., Le DUC, M.G. & MARRS, R.H. 2002. The effects of cutting and herbicide treatment on *Pteridium aquilinum* encroachment. *Applied Vegetation Science* 5: 203-212.
- PARKER, I.M., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., GOODELL, K., WONHAM, M. & KAREIVA, P.M. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1:3-19.
- PASCARELLA, J.B., AIDE, T.M., SERRANO, M.I. & ZIMMEMANM J.K. 2000. Land-use history

and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. *Ecosystems* 3:217-228.

- PETERSON, C.J. & HAINES, B.L. 2000. Early successional patterns and potential facilitation of woody plant colonization by rotting logs in premontane Costa Rican pastures. *Restoration Ecology* 8:361-3
- PINTO, M.N. 1993. Paisagens do cerrado no Distrito Federal. *In* Cerrado: Caracterização, Ocupação e Perspectivas. (M.N. Pinto, ed.). Universidade de Brasília, Brasília, p. 511-541.
- PORTELA, R.C.Q., SILVA MATOS, D.M., SIQUEIRA, L.P., BRAZ, M.I.G., SILVA-LIMA, L. & MARRS, R.H. 2009. Variation in aboveground biomass and necromass of two invasive species in the Atlantic rainforest, Southeast Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 23:571-577.
- RADFORD, I.J.; GRICE, A.C.; ABBOTT, B.N.; NICHOLAS, D.M. & WHITEMAN, L. 2008. Impacts of changed fire regimes on tropical riparian vegetation invaded by an exotic vine. *Austral Ecology* 33:151-167.
- RATTER, J.A. 1991. Guia para a vegetação da fazenda Água Limpa (Brasília, DF). Coleção Textos Universitários, Universidade de Brasília, Brasília.
- RICHARDSON, D.M., PYSEK, P., REJMANEK, M., BARBOUR, M.G., PANETTA, D. & WEST, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definition. *Diversity and Distributions* 6:93-107.
- ROBINSON, G. R. & HANDEL, S. N. 2000. Directing spatial patterns of recruitment during an experimental urban woodland reclamation. *Ecological Applications* 10:174-188.
- RODRIGUES, R.R., TORRES, R.B., MATTHES, L.A.F. & PENHA, A.S. 2004. Tree species sprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fires. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 47:127-133.
- SCARIOT, A. 2001. Weed and secondary palm species in Central Amazonia forest fragments. *Acta Botanica Brasilica* 15:271-280.
- SCHNEIDER, L.C. 2004. Invasive species and common property: The case of bracken fern (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) invasion in the region of Calakmul. *In* Environmental service El décimo Congreso Bienal de la Asociación Internacional para el Estudio de la Propiedad Colectiva (IASCP), Oaxaca, México.
- SEABLOOM, E.W., BORER, E.T., BOUCHER, V.L., BURTON, R.S, GRAM, W.K., KENDALL, B.E. & MICELI, F. 2003. Competition, seed limitation, disturbance, and reestablishment of California native annual forbs. *Ecological Application* 13:575-592.
- SHARAM, G., SINCLAIR, A. R. E. & TURKINGTON, R. 2006. Establishment of broad-leaved thickets in Serengeti, Tanzania: The influence of fire, browsers, grass competition, and elephants. *Biotropica* 38:599-605.
- SILVA, U.S.R. & SILVA MATOS, D.M. 2006. The invasión of *Pteridium aquilinum* and the

- impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 15:3035-3043.
- SLOCUM, M. G., AIDE M. T., ZIMMERMAN, J. K. & NAVARR L. 2004. Natural regeneration of subtropical montane forest after clearing fern thickets in the Dominican Republic. *Journal of Tropical Ecology* 20:483-486.
- SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75:81-86.
- THOMPSON, L. & HARPER, J.L. 1988. The effects of grasses on the quality of transmitted radiation and its influence on the growth of white clover *Trifolium repens*. *Oecologia* 75: 343-347.
- TUCKER, J.M., BRONDIZIO, E.S. & MORAN, E.F. 1998. Rates of forest regrowth in eastern Amazonia: a comparison of Altamira and Bragantina regions, Pará State, Brazil. *Interciencia* 23:64-73.
- UHL, C., CLARK, K., CLARK, H. & MURPHY, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. *Journal of Ecology* 69:631-649.
- VAN AUKEN, O. W. & BUSH J. K. 1997. Growth of *Prosopis glandulosa* in response to changes in aboveground and belowground interference. *Ecology* 78:1222-9.
- WALKER, L. R. 1994. Effects of fern thickets on woodland development on landslides in Puerto Rico. *Journal of Vegetation Science* 5:525-532.
- WELDEN, C.W., HEWELT, S.W., HUBBEL, S.P. & FOSTER, R.B. 1991. Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a neotropical forest. *Ecology* 72:35-50.
- WHITMORE, T.C. 1996. A review of some aspects of tropical rain Forest seedling ecology with suggestions for further enquiry. *In Ecology of tropical Forest tree seedlings* (Swaine, M.D. ed.). The University of Chicago Press. Chicago & London, p.3-12.
- WILLIAMS, P. R., CONGDON, R. A., GRICE, A. C. & CLARKE, P. J. 2005. Effect of season of burning and removal of herbaceous cover on seedling emergence in a eucalypt savanna of northeastern Australia. *Austral Ecology* 30:491-6.
- WILLSON, M.F. & CROME, F.H.J. 1989. Patterns of seed rain at the edge of a tropical Queensland rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 5:301-308.
- ZIMMERMAN, J. K., PASCARELLA, J. B. & AIDE, T. M. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* 8:350-360.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar da falta de registros precisos sobre a localização, intensidade e duração das perturbações antrópicas que ocorreram na Mata de Galeria do Capetinga, observou-se que estes, interferiram em muitos aspectos da sua florística e estrutura que foram constatados como distintos daqueles encontrados em Matas de Galeria originalmente não perturbadas.

Os dados verificados nos inventários contínuos realizados na área desde 1983 sugeriram que a mata se encontra em fase de sucessão secundária devido às atividades antrópicas e ocorrência de fogo, que influenciaram a flora e a estrutura da comunidade, tanto no estrato adulto como nas categorias da regeneração natural. Somente 46,4% do total de espécies do estrato adulto estiveram presentes em todos os seis inventários. A regeneração natural em 2007 apresentou baixa similaridade florística com o estrato adulto nos seis inventários durante os 24 anos de estudo. Neste caso, foi atribuído ao fator abiótico fogo a responsabilidade pela variação florística apresentada, uma vez que criou nichos que favoreceram espécies que suportaram maiores níveis de luminosidade, alterações de temperatura e umidade do ar. De fato, os incêndios favoreceram a presença de espécies pioneiras de início de sucessão como *Piptocarpha macropoda*, *Inga alga*, *Cecropia pachystachia* e *Sclerolobium paniculatum* entre as dez espécies de maior IVI na mata em 2007. De modo geral, o fogo na Mata do Capetinga, modificou a composição das espécies de maior IVI por promover aumento em densidade de espécies intolerantes à sombra e a redução da participação das tolerantes.

Os baixos níveis de similaridade entre a regeneração e o estrato arbóreo no período de 1983-2007 indicaram floresta de composição florística futura distinta da atual. Porém, este pressuposto depende de muitos fatores estocásticos que poderão ou não ser avaliados em inventários futuros. A manutenção da área sem maiores distúrbios poderá confirmar a sugestão da nova composição florística anotada no presente estudo.

O fogo, apesar de ter reduzido o número de indivíduos foi o responsável pela criação de clareiras que, ocupadas por novas espécies, colaboraram com a alta diversidade biológica encontrada em todos os seis inventários. A alta diversidade biológica anotada na mata pode também ser entendida como produto da sua conexão com outras comunidades vegetais incluídas em área de Proteção na Fazenda Água Limpa.

Algumas espécies aparentemente resistentes ao fogo apresentaram pouca variação em densidade após a sua passagem em 1987, provavelmente devido à presença de ritidoma mais espesso, como *Licania apetala*, *Nectandra reticulata* e *Pouteria ramiflora*. Porém, estudos futuros que avaliem a espessura das cascas de troncos assim como características da sua condutividade térmica fazem-se

necessários, visando conhecer melhor a resistência de espécies de Mata de Galeria ao fogo.

Outra consequência do fogo e demais atividades antrópicas na área foi a invasão pela samambaia *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. var. *arachnoideum* (Kaulf.) Herter e pela gramínea superdominantes *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll.

O adensamento de *P. aquilinum* prejudicou a riqueza, diversidade e densidade nas categorias mudas e arvoretas da regeneração natural, o que retardou o processo natural de sucessão na mata do Capetinga. Esta realidade indicou que um plano de manejo adequado é fundamental para o controle da expansão desta espécie para reverter o processo de invasão já iniciado.

O sistema de remoção completa da invasora *P. aquilinum* e da gramínea *I. bambusiflorus* que utilizou as mãos e/ou facão (Capítulo V) foi trabalho exaustivo e falhou em prevenir re-invasão. O estabelecimento definitivo da vegetação nativa ocorrerá, apenas, quando o tratamento de remoção destas espécies for aplicado a cada dois meses.

Rebrotas a partir de raízes geminíferas de *Dalbergia foliolosa* foram observadas na mata. Esta espécie respondeu por mais da metade da regeneração natural no tratamento de eliminação da parte aérea da samambaia *P. aquilinum* e da gramínea nativa *I. bambusiflorus* (T₄). A rebrota de gemas radiculares de algumas espécies pode ser efetiva na reocupação espacial após distúrbio como o fogo. Futuros estudos que avaliem esse comportamento são necessários para a recuperação de áreas nesta situação. Além disso, o monitoramento dos locais invadidos que estudem a viabilidade do banco de sementes, a colonização e a substituição de espécies em intervalo de tempo maior são necessários para a melhor compreensão dos mecanismos sucessionais que se manifestam na mata.

Na Mata de Galeria do Capetinga o histórico de perturbação por fogo influenciou preponderantemente a dinâmica da comunidade. Assim, a sua proteção de eventos futuros de fogo e demais atividades antrópicas é necessária para o avanço dos processos sucessionais instalados que rumam para à condição de maturidade florística e estrutural observada em Matas de Galeria mais preservadas.

ANEXOS

Anexo A. Espécies lenhosas da Mata de Galeria do Capetinga, Brasília - DF, registradas em 1983. As espécies estão em ordem decrescente do Índice de Valor de Importância (IVI). Parâmetros fitossociológicos: DA - densidade absoluta; DR - densidade relativa; FA - frequência absoluta; FR - frequência relativa; DoA - dominância absoluta e DoR - dominância relativa.

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Amaioua guianensis</i>	162	16,86	61	9,64	4,6511	21,21	48,55
<i>Piptocarpha macropoda</i>	103	10,72	47	7,43	1,3827	6,31	25,02
<i>Protium heptaphyllum</i>	58	6,04	34	5,37	0,9815	4,48	16,24
<i>Licania apetala</i>	34	3,54	20	3,16	1,0307	4,70	11,61
<i>Salacia elliptica</i>	36	3,75	26	4,11	0,6932	3,16	11,26
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	26	2,70	11	1,79	1,2731	5,81	10,39
<i>Nectandra reticulata</i>	20	2,08	15	2,44	1,0605	4,84	9,42
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	17	1,76	13	2,11	1,0967	5,00	8,62
Indeterminada II	25	2,60	20	3,25	0,5014	2,29	8,22
<i>Alibertia macrophylla</i>	31	3,22	16	2,60	0,4261	1,94	7,88
<i>Guatteria sellowiana</i>	24	2,50	18	2,92	0,4855	2,21	7,72
<i>Emmotum nitens</i>	12	1,25	11	1,79	0,8964	4,09	7,17
<i>Tapirira guianensis</i>	19	1,98	15	2,44	0,5374	2,45	6,93
<i>Callisthene major</i>	15	1,56	12	1,95	0,6488	2,96	6,52
<i>Maprounea guianensis</i>	14	1,46	14	2,27	0,5716	2,61	6,39
<i>Virola sebifera</i>	18	1,87	17	2,27	0,2183	1,00	4,88
<i>Gomidesia lindeniana</i>	24	2,50	17	2,76	0,1587	0,72	5,96
<i>Cecropia pachystachia</i>	22	2,29	18	2,92	0,1271	0,58	5,87
<i>Cabranea canjerana</i>	14	1,46	14	1,62	0,5183	2,36	5,49
<i>Copaifera langsdorffii</i>	11	1,14	11	1,79	0,5220	2,38	5,35
<i>Ouratea castaneaefolia</i>	17	1,77	15	2,37	0,1758	0,77	4,91
<i>Aspidosperma discolor</i>	16	1,66	10	1,58	0,3627	1,60	4,84
<i>Miconia sellowiana</i>	17	1,79	14	2,21	0,1699	0,75	4,73
<i>Psychotria</i> sp.	19	1,98	11	1,74	0,1690	0,74	4,46
<i>Inga alba</i>	14	1,46	12	1,89	0,2215	0,97	4,33
<i>Terminalia glabrescens</i>	10	1,04	9	1,42	0,3717	1,64	4,10
<i>Sclerolobium paniculatum</i> var. <i>rubiginosum</i>	13	1,35	10	1,58	0,1016	0,45	3,38
<i>Maytenus robusta</i>	13	1,35	7	1,10	0,1933	0,85	3,31
<i>Pouteria ramiflora</i>	11	1,14	9	1,42	0,1343	0,59	3,16
<i>Xylopia sericea</i>	11	1,14	9	1,42	0,1212	0,53	3,10
<i>Hirtella glandulosa</i>	9	0,94	9	1,42	0,1645	0,72	3,08
<i>Euplassa inaequalis</i>	7	0,73	7	1,11	0,2144	0,94	2,78
<i>Machaerium acutifolium</i>	7	0,73	7	1,11	0,1992	0,88	2,71
<i>Ocotea spixiana</i>	9	0,94	8	1,26	0,0968	0,43	2,63
<i>Sacoglottis guianensis</i>	8	0,83	7	1,11	0,0804	0,35	2,29
<i>Siparuna guianensis</i>	8	0,83	7	1,11	0,0361	0,16	2,10
<i>Myrsine coriacea</i>	3	0,31	3	0,47	0,2686	1,18	1,97
<i>Lamanonia ternata</i>	2	0,21	2	0,32	0,3114	1,37	1,89
<i>Matayba guianensis</i>	5	0,52	5	0,79	0,1177	0,52	1,83
<i>Cheilochlinium cognatum</i>	7	0,73	4	0,63	0,0647	0,28	1,65

Anexo A - Continuação...							
Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Casearia grandiflora</i>	5	0,52	3	0,52	0,0870	0,38	1,38
Indeterminada I	5	0,52	4	0,63	0,0454	0,20	1,35
<i>Aspidosperma subincanum</i>	1	0,10	1	0,16	0,2324	1,02	1,29
<i>Mouriri glazioviana</i>	5	0,52	4	0,63	0,0247	0,11	1,26
<i>Diospyros hispida</i>	5	0,52	3	0,47	0,0414	0,18	1,18
<i>Virola urbaniana</i>	3	0,32	3	0,49	0,1059	0,48	1,29
<i>Garcinia gardneriana</i>	2	0,21	2	0,32	0,1406	0,62	1,14
<i>Guapira graciliflora</i>	2	0,21	2	0,32	0,1400	0,62	1,14
Indeterminada III	3	0,31	3	0,47	0,0681	0,30	1,09
<i>Sorocea bonplandii</i>	4	0,42	3	0,47	0,0191	0,08	0,97
Indeterminada V	3	0,31	3	0,47	0,0279	0,12	0,91
<i>Pseudolmedia laevigata</i>	3	0,31	3	0,47	0,0099	0,04	0,83
<i>Schefflera morototonii</i>	3	0,31	3	0,47	0,0087	0,04	0,82
<i>Vismia</i> sp.	2	0,21	2	0,32	0,0366	0,16	0,69
<i>Platypodium elegans</i>	2	0,21	2	0,32	0,0090	0,04	0,56
<i>Astronium fraxinifolium</i>	2	0,21	2	0,32	0,0080	0,04	0,56
<i>Hymenaea courbaril</i> var. <i>stilbocarpa</i>	2	0,21	2	0,32	0,0076	0,03	0,56
<i>Vatairea macrocarpa</i>	1	0,10	1	0,16	0,0551	0,24	0,50
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	0,10	1	0,16	0,0531	0,23	0,49
<i>Cordia sellowiana</i>	1	0,10	1	0,16	0,0398	0,18	0,44
<i>Tapura amazonica</i>	2	0,21	1	0,16	0,0101	0,05	0,41
<i>Chrysophyllum</i> sp.	1	0,10	1	0,16	0,0201	0,09	0,35
<i>Aspidosperma cylindrocarpum</i>	1	0,10	1	0,16	0,0154	0,07	0,33
<i>Luehea paniculata</i>	1	0,10	1	0,16	0,0143	0,06	0,33
<i>Ixora brevifolia</i>	1	0,10	1	0,16	0,0141	0,06	0,32
<i>Xylopia emarginata</i>	1	0,10	1	0,16	0,0137	0,06	0,32
<i>Byrsonima laxiflora</i>	1	0,10	1	0,16	0,0131	0,06	0,32
<i>Qualea multiflora</i>	1	0,10	1	0,16	0,0087	0,04	0,30
Indeterminada IV	1	0,10	1	0,16	0,0077	0,03	0,30
<i>Qualea dichotoma</i>	1	0,10	1	0,16	0,0052	0,02	0,28
<i>Cupania vernalis</i>	1	0,10	1	0,16	0,0042	0,02	0,28
<i>Andira paniculata</i>	1	0,10	1	0,16	0,0038	0,02	0,28
<i>Cardiopetalum calophyllum</i>	1	0,10	1	0,16	0,0038	0,02	0,28
<i>Psidium laruotteanum</i>	1	0,10	1	0,16	0,0033	0,01	0,28
<i>Dalbergia foliolosa</i>	1	0,10	1	0,16	0,0030	0,01	0,27
<i>Solanum</i> sp.	1	0,10	1	0,16	0,0025	0,01	0,27
TOTAIS	960	100,00	633	100,00	22,7188	100,00	300,00

Anexo B. Espécies lenhosas da Mata de Galeria do Capetinga, Brasília - DF, registradas em 1986. As espécies estão em ordem decrescente do Índice de Valor de Importância (IVI). Parâmetros fitossociológicos: DA - densidade absoluta; DR - densidade relativa; FA - frequência absoluta; FR - frequência relativa; DoA - dominância absoluta e DoR - dominância relativa.

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Amaioua guianensis</i>	168	17,04	66	10,89	3,5688	17,42	45,35
<i>Piptocarpha macropoda</i>	119	12,07	38	6,27	1,1838	5,78	24,12
<i>Protium heptaphyllum</i>	64	6,49	36	5,94	1,0430	5,09	17,52
<i>Licania apetala</i>	39	3,95	25	4,13	1,1210	5,47	13,55
<i>Salacia elliptica</i>	35	3,55	24	3,96	0,6281	3,07	10,58
<i>Cecropia pachystachia</i>	46	4,67	23	3,79	0,1850	0,90	9,36
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	22	2,23	7	1,15	4,8076	4,81	8,19
<i>Tapirira guianensis</i>	20	2,03	17	2,81	0,5942	2,90	7,73
<i>Gomidesia lindeniana</i>	25	2,54	21	3,46	0,2881	1,41	7,41
<i>Ouratea castaneaefolia</i>	17	1,72	13	2,14	0,6179	3,02	6,89
<i>Callisthene major</i>	12	1,22	9	1,49	0,8455	4,13	6,83
<i>Nectandra reticulata</i>	14	1,42	13	2,15	0,5632	2,75	6,31
<i>Aspidosperma discolor</i>	15	1,52	10	1,65	0,6194	3,02	6,19
<i>Maprounea guianensis</i>	11	1,12	11	1,81	0,6096	2,98	5,91
<i>Copaifera langsdorffii</i>	12	1,22	12	1,98	0,5152	2,52	5,71
<i>Xylopia sericea</i>	17	1,72	14	2,31	0,2977	1,45	5,49
<i>Alibertia macrophylla</i>	19	1,93	15	2,48	0,1317	0,64	5,05
<i>Guatteria sellowiana</i>	16	1,62	10	1,65	0,3566	1,74	5,01
<i>Inga alba</i>	18	1,83	13	2,14	0,1815	0,89	4,86
<i>Cabralea canjerana</i>	10	1,01	8	1,32	0,4949	2,42	4,75
<i>Sclerolobium paniculatum</i> var. <i>rubiginosum</i>	14	1,42	10	1,65	0,3388	1,65	4,72
<i>Maytenus robusta</i>	17	1,72	10	1,65	0,2668	1,30	4,68
<i>Emmotum nitens</i>	9	0,91	8	1,32	0,4751	2,32	4,55
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	17	1,72	10	1,65	0,1402	0,68	4,06
<i>Virola sebifera</i>	11	1,12	11	1,82	0,1830	0,89	3,82
<i>Aspidosperma subincanum</i>	9	0,91	7	1,16	0,3295	1,61	3,68
<i>Ocotea spixiana</i>	8	0,81	6	0,99	0,3744	1,83	3,63
<i>Myrsine coriacea</i>	5	0,51	5	0,83	0,3010	1,47	2,80
<i>Miconia sellowiana</i>	10	1,01	8	1,32	0,0833	0,41	2,74
<i>Sacoglottis guianensis</i>	4	0,41	4	0,66	0,2682	1,31	2,37
<i>Xylopia emarginata</i>	7	0,71	7	1,16	0,0895	0,44	2,30
<i>Machaerium acutifolium</i>	5	0,51	5	0,82	0,1823	0,89	2,22
<i>Cheilochlinium cognatum</i>	9	0,91	4	0,66	0,0979	0,48	2,05
<i>Siparuna guianensis</i>	7	0,71	7	1,16	0,0248	0,12	1,99
<i>Pouteria ramiflora</i>	7	0,71	5	0,83	0,0809	0,39	1,93
<i>Guapira graciliflora</i>	5	0,51	3	0,50	0,1731	0,85	1,85
<i>Terminalia glabrescens</i>	2	0,20	1	0,17	0,2960	1,45	1,81
<i>Pseudolmedia laevigata</i>	5	0,51	5	0,83	0,0158	0,08	1,41
<i>Casearia grandiflora</i>	4	0,41	3	0,50	0,0888	0,43	1,33
<i>Qualea multiflora</i>	5	0,51	4	0,66	0,0337	0,16	1,33

Anexo B – Continuação...							
Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Garcinia gardneriana</i>	2	0,20	2	0,33	0,1602	0,78	1,32
<i>Sorocea bonplandii</i>	5	0,51	4	0,66	0,0221	0,11	1,28
<i>Matayba guianensis</i>	4	0,41	4	0,66	0,0266	0,13	1,19
<i>Euplassa inaequalis</i>	2	0,20	2	0,33	0,1300	0,63	1,17
<i>Mouriri glazioviana</i>	4	0,41	3	0,50	0,0313	0,15	1,05
<i>Luehea paniculata</i>	4	0,41	3	0,50	0,0248	0,12	1,02
Indeterminada II	3	0,30	3	0,50	0,0334	0,16	0,96
<i>Chrysophyllum</i> sp.	1	0,10	1	0,17	0,1412	0,69	0,96
<i>Erythroxylum</i> sp.	2	0,20	2	0,33	0,0760	0,37	0,90
<i>Astronium fraxinifolium</i>	2	0,20	2	0,33	0,0725	0,35	0,89
<i>Schefflera morototonii</i>	3	0,30	3	0,50	0,0151	0,07	0,87
<i>Hirtella glandulosa</i>	3	0,30	3	0,50	0,0145	0,07	0,87
<i>Pouteria torta</i>	2	0,20	2	0,33	0,0654	0,32	0,85
<i>Dalbergia foliolosa</i>	3	0,30	3	0,50	0,0105	0,05	0,85
<i>Ixora brevifolia</i>	3	0,30	3	0,50	0,0078	0,04	0,84
<i>Cariniana estrellensis</i>	3	0,30	2	0,33	0,0344	0,17	0,80
<i>Cupania vernalis</i>	2	0,20	2	0,33	0,0328	0,16	0,69
<i>Tapura amazonica</i>	3	0,30	1	0,16	0,0234	0,11	0,58
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	0,10	1	0,17	0,0625	0,30	0,57
<i>Vatairea macrocarpa</i>	2	0,20	2	0,33	0,0064	0,03	0,56
<i>Cordia sellowiana</i>	1	0,10	1	0,17	0,0475	0,23	0,50
<i>Andira paniculata</i>	2	0,20	1	0,17	0,0124	0,06	0,43
<i>Simarouba amara</i>	2	0,20	1	0,17	0,0060	0,03	0,40
<i>Aspidosperma cylindrocarpum</i>	1	0,10	1	0,17	0,0216	0,11	0,37
<i>Byrsonima laxiflora</i>	1	0,10	1	0,17	0,0109	0,05	0,32
<i>Vismia</i> sp.	1	0,10	1	0,17	0,0085	0,04	0,31
<i>Psychotria</i> sp.	1	0,10	1	0,17	0,0064	0,03	0,30
<i>Qualea dichotoma</i>	1	0,10	1	0,17	0,0050	0,02	0,29
<i>Hymenaea courbaril</i> var. <i>stilbocarpa</i>	1	0,10	1	0,17	0,0048	0,02	0,29
<i>Psidium laruotteanum</i>	1	0,10	1	0,17	0,0045	0,02	0,29
Indeterminada III	1	0,10	1	0,17	0,0034	0,02	0,28
<i>Roupala montana</i>	1	0,10	1	0,17	0,0031	0,02	0,28
<i>Campomanesia velutina</i>	1	0,10	1	0,17	0,0030	0,01	0,28
<i>Ormosia</i> sp.	1	0,10	1	0,17	0,0024	0,01	0,28
<i>Solanum</i> sp.	1	0,10	1	0,17	0,0025	0,00	0,28
TOTAIS	930	100,00	606	100,00	20,4862	100,00	300,00

Anexo C. Espécies lenhosas da Mata de Galeria do Capetinga, Brasília - DF, registradas em 1989. As espécies estão em ordem decrescente do Índice de Valor de Importância (IVI). Parâmetros fitossociológicos: DA - densidade absoluta; DR - densidade relativa; FA - frequência absoluta; FR - frequência relativa; DoA - dominância absoluta e DoR - dominância relativa.

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Amaioua guianensis</i>	150	15,29	57	9,27	3,1637	14,74	39,30
<i>Piptocarpha macropoda</i>	77	7,85	25	4,07	0,7522	3,50	15,42
<i>Protium heptaphyllum</i>	46	4,69	25	4,07	0,9482	4,42	13,17
<i>Licania apetala</i>	33	3,36	23	3,74	0,8763	4,08	11,19
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	20	2,04	16	2,60	1,2265	5,71	10,35
<i>Maytenus robusta</i>	31	3,16	20	3,25	0,6581	3,07	9,48
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	23	2,34	9	1,46	1,1179	5,21	9,02
<i>Tapirira guianensis</i>	19	1,94	17	2,76	0,8552	3,98	8,68
<i>Pouteria ramiflora</i>	26	2,65	22	3,58	0,4557	2,12	8,35
<i>Guatteria sellowiana</i>	23	2,34	19	3,09	0,5228	2,44	7,87
<i>Gomidesia lindeniana</i>	23	2,34	19	3,09	0,3165	1,47	6,91
<i>Nectandra reticulata</i>	13	1,33	13	2,11	0,6595	3,07	6,51
<i>Maprounea guianensis</i>	14	1,43	13	2,11	0,5673	2,64	6,18
<i>Copaifera langsdorffii</i>	13	1,33	13	2,11	0,5467	2,55	5,99
<i>Cecropia pachystachia</i>	29	2,96	13	2,11	0,1784	0,83	5,90
Indeterminada IV	20	2,04	16	2,60	0,2188	1,02	5,66
<i>Sclerolobium paniculatum</i> var. <i>rubiginosum</i>	14	1,43	13	2,11	0,3538	1,64	5,19
<i>Cabralea canjerana</i>	10	1,02	7	1,14	0,5774	2,69	4,85
<i>Euplassa inaequalis</i>	9	0,92	9	1,46	0,4608	2,15	4,53
<i>Sacoglottis guianensis</i>	8	0,82	7	1,14	0,4318	2,01	3,97
<i>Ocotea spixiana</i>	8	0,82	8	1,30	0,3476	1,62	3,74
<i>Ouratea castaneaefolia</i>	12	1,22	11	1,79	0,1400	0,65	3,66
<i>Inga alba</i>	12	1,22	9	1,46	0,1918	0,89	3,58
<i>Aspidosperma subincanum</i>	6	0,61	5	0,81	0,4610	2,15	3,57
<i>Myrsine coriacea</i>	8	0,82	5	0,81	0,3543	1,65	3,28
<i>Machaerium acutifolium</i>	8	0,82	8	1,30	0,2462	1,15	3,26
<i>Terminalia glabrescens</i>	4	0,41	3	0,49	0,4677	2,18	3,07
<i>Emmotum nitens</i>	5	0,51	5	0,81	0,3575	1,67	2,99
<i>Chrysophyllum</i> sp.	6	0,61	5	0,61	0,3118	1,45	2,88
<i>Virola sebifera</i>	8	0,82	8	1,30	0,1517	0,71	2,82
<i>Ixora brevifolia</i>	9	0,92	7	1,14	0,1032	0,48	2,54
<i>Miconia sellowiana</i>	9	0,92	7	1,14	0,1001	0,47	2,52
<i>Cheilochlinium cognatum</i>	10	1,02	5	0,81	0,1456	0,68	2,51
<i>Guapira graciliflora</i>	7	0,71	6	0,98	0,1622	0,76	2,44
<i>Callisthene major</i>	5	0,51	5	0,83	0,2175	1,01	2,34
<i>Hirtella glandulosa</i>	7	0,71	7	1,14	0,0512	0,24	2,09
<i>Casearia grandiflora</i>	7	0,71	6	0,97	0,0718	0,33	2,02
<i>Pseudolmedia laevigata</i>	6	0,61	6	0,97	0,0256	0,12	1,71
<i>Alibertia macrophylla</i>	7	0,71	5	0,81	0,0322	0,15	1,68
<i>Matayba guianensis</i>	4	0,41	4	0,65	0,1000	0,47	1,52

Anexo C – Continuação...

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Garcinia gardneriana</i>	2	0,20	2	0,33	0,1799	0,84	1,37
<i>Salacia elliptica</i>	4	0,41	3	0,49	0,0905	0,42	1,32
<i>Sorocea bonplandii</i>	5	0,51	4	0,65	0,0313	0,15	1,31
Indeterminada I	4	0,41	4	0,65	0,0528	0,25	1,30
Indeterminada II	4	0,41	4	0,65	0,0266	0,12	1,18
<i>Luehea paniculata</i>	4	0,41	3	0,49	0,0332	0,15	1,05
<i>Xylopia emarginata</i>	4	0,41	3	0,49	0,0242	0,11	1,01
<i>Qualea multiflora</i>	3	0,31	3	0,49	0,0282	0,13	0,92
<i>Tapura amazonica</i>	4	0,41	2	0,33	0,0340	0,16	0,89
<i>Astronium fraxinifolium</i>	2	0,20	2	0,33	0,0760	0,35	0,88
<i>Siparuna guianensis</i>	3	0,31	3	0,49	0,0075	0,030	0,83
<i>Handroanthus ochraceus</i>	2	0,20	2	0,33	0,0531	0,25	0,78
<i>Psychotria</i> sp.	2	0,20	2	0,33	0,0127	0,06	0,59
<i>Dalbergia foliolosa</i>	2	0,20	2	0,33	0,0074	0,03	0,56
<i>Dendropanax cuneatus</i>	2	0,20	2	0,33	0,0060	0,03	0,56
<i>Psidium laruotteanum</i>	2	0,20	2	0,33	0,0051	0,02	0,55
<i>Cupania vernalis</i>	2	0,20	2	0,33	0,0043	0,02	0,55
Indeterminada III	2	0,20	2	0,33	0,0039	0,02	0,55
<i>Cordia sellowiana</i>	1	0,10	1	0,16	0,0507	0,24	0,50
<i>Xylopia sericea</i>	2	0,20	1	0,16	0,0189	0,09	0,45
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	0,10	1	0,16	0,0314	0,15	0,41
<i>Aspidosperma cylindrocarpum</i>	1	0,10	1	0,16	0,0278	0,13	0,39
<i>Vismia</i> sp.	1	0,10	1	0,13	0,0189	0,09	0,35
<i>Byrsonima laxiflora</i>	1	0,10	1	0,16	0,0106	0,05	0,31
<i>Alchornea glandulosa</i>	1	0,10	1	0,16	0,0079	0,04	0,30
<i>Erythroxylum</i> sp.	1	0,10	1	0,16	0,0072	0,03	0,30
<i>Solanum</i> sp.	1	0,10	1	0,16	0,0057	0,03	0,29
<i>Hymenaea courbaril</i> var. <i>stilbocarpa</i>	1	0,10	1	0,16	0,0048	0,02	0,29
<i>Qualea dichotoma</i>	1	0,10	1	0,16	0,0047	0,02	0,29
<i>Miconia punctata</i>	1	0,10	1	0,16	0,0033	0,02	0,28
<i>Ormosia</i> sp.	1	0,10	1	0,16	0,0331	0,06	0,28
<i>Campomanesia velutina</i>	1	0,10	1	0,16	0,0033	0,01	0,28
<i>Roupala montana</i>	1	0,10	1	0,16	0,0023	0,01	0,28
TOTAIS	818	100,00	586	100,00	19,8038	100,00	300,00

Anexo D. Espécies lenhosas da Mata de Galeria do Capetinga, Brasília - DF, registradas em 1997 (Sevilha 1999). As espécies estão em ordem decrescente do Índice de Valor de Importância (IVI). Parâmetros fitossociológicos: DA - densidade absoluta; DR - densidade relativa; FA - frequência absoluta; FR - frequência relativa; DoA - dominância absoluta e DoR - dominância relativa.

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Amaioua guianensis</i>	108	13,48	44	7,52	2,8973	12,82	33,82
<i>Piptocarpha macropoda</i>	55	6,87	32	5,47	0,3924	1,74	14,07
<i>Protium heptaphyllum</i>	39	4,87	23	3,93	1,0847	4,80	13,60
<i>Salacia elliptica</i>	35	4,37	27	4,62	0,9932	4,39	13,38
<i>Licania apetala</i>	34	4,24	21	3,59	1,1598	5,13	12,96
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	19	2,37	16	2,74	1,1966	5,29	10,40
<i>Guatteria sellowiana</i>	25	3,12	20	3,42	0,6932	3,07	9,61
<i>Nectandra reticulata</i>	16	2,00	15	2,56	1,0185	4,51	9,07
<i>Pouteria ramiflora</i>	19	2,37	18	3,08	0,5652	2,50	7,95
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	15	1,87	7	1,20	0,8520	3,77	6,84
<i>Mouriri glazioviana</i>	20	2,50	15	2,56	0,3132	1,39	6,45
<i>Tapirira guianensis</i>	13	1,62	13	2,22	0,5857	2,59	6,44
<i>Sclerolobium paniculatum</i> var. <i>rubiginosum</i>	12	1,50	11	1,88	0,6514	2,88	6,26
<i>Maprounea guianensis</i>	13	1,62	12	2,05	0,5658	2,50	6,18
<i>Callisthene major</i>	11	1,37	7	1,20	0,7207	3,19	5,76
<i>Cecropia pachystachia</i>	20	2,50	15	2,56	0,1476	0,65	5,71
<i>Copaifera langsdorffii</i>	11	1,37	11	1,88	0,5201	2,30	5,55
<i>Inga alba</i>	16	2,00	14	2,39	0,2190	0,97	5,36
<i>Cabrarea canjerana</i>	11	1,37	10	1,71	0,4542	2,01	5,09
<i>Gomidesia lindeniana</i>	14	1,75	11	1,88	0,1682	0,74	4,37
<i>Aspidosperma subincanum</i>	9	1,12	7	1,20	0,4525	2,00	4,32
<i>Emmotum nitens</i>	6	0,75	6	1,03	0,4921	2,18	3,95
<i>Euplassa inaequalis</i>	7	0,87	7	1,20	0,3948	1,75	3,82
<i>Cheilochlinium cognatum</i>	11	1,37	7	1,20	0,1867	0,83	3,40
<i>Siparuna guianensis</i>	11	1,37	10	1,71	0,0262	0,12	3,20
<i>Micropholis venulosa</i>	6	0,75	6	1,03	0,3127	1,38	3,16
<i>Terminalia argentea</i>	3	0,37	3	0,51	0,4760	2,11	2,99
<i>Ouratea castaneaefolia</i>	7	0,87	7	1,20	0,1476	0,65	2,72
<i>Myrcia sellowiana</i>	7	0,87	7	1,20	0,1334	0,59	2,66
<i>Ixora brevifolia</i>	7	0,87	6	1,03	0,1197	0,53	2,43
<i>Aspidosperma cylindrocarpum</i>	2	0,25	2	0,34	0,3566	1,58	2,17
<i>Sacoglottis guianensis</i>	4	0,50	4	0,68	0,2112	0,93	2,12
<i>Virola sebifera</i>	6	0,75	6	1,03	0,0686	0,30	2,08
<i>Machaerium acutifolium</i>	4	0,50	4	0,68	0,1983	0,88	2,06
<i>Ocotea aciphylla</i>	4	0,50	4	0,68	0,1930	0,85	2,04
<i>Ocotea spixiana</i>	4	0,50	4	0,68	0,1927	0,85	2,04
<i>Guapira graciliflora</i>	4	0,50	4	0,68	0,1361	0,60	1,79
<i>Sorocea bonplandii</i>	6	0,75	4	0,68	0,0232	0,10	1,54
<i>Alibertia macrophylla</i>	5	0,62	4	0,68	0,0237	0,10	1,41
<i>Pouteria torta</i>	3	0,37	3	0,51	0,1186	0,52	1,41

Anexo D – Continuação...

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Machaerium acutifolium</i>	3	0,37	3	0,51	0,1185	0,52	1,41
<i>Miconia cuspidata</i>	4	0,50	3	0,51	0,0669	0,30	1,31
<i>Matayba guianensis</i>	4	0,50	4	0,68	0,0214	0,09	1,28
<i>Casearia grandiflora</i>	3	0,37	3	0,51	0,0663	0,29	1,18
<i>Qualea multiflora</i>	3	0,37	3	0,51	0,0584	0,26	1,15
<i>Xylopia sericea</i>	4	0,50	3	0,51	0,0263	0,12	1,13
<i>Pseudolmedia laevigata</i>	4	0,50	3	0,51	0,0187	0,08	1,09
<i>Alchornea iricurana</i>	4	0,50	3	0,51	0,0169	0,07	1,09
<i>Sloanea monosperma</i>	3	0,37	3	0,51	0,0338	0,15	1,04
<i>Hirtella glandulosa</i>	3	0,37	3	0,51	0,0316	0,14	1,03
<i>Aegiphila intergrifolia</i>	5	0,62	2	0,34	0,0119	0,05	1,02
<i>Luehea divaricata</i>	3	0,37	3	0,51	0,0264	0,12	1,00
<i>Cupania vernalis</i>	3	0,37	3	0,51	0,0100	0,04	0,93
<i>Dalbergia foliolosa</i>	3	0,37	3	0,51	0,0087	0,04	0,93
<i>Cordia sellowiana</i>	2	0,25	2	0,34	0,0712	0,31	0,91
<i>Myrcia</i> sp.	1	0,12	1	0,17	0,1146	0,51	0,80
<i>Campomanesia velutina</i>	2	0,25	2	0,34	0,0130	0,06	0,65
<i>Calyptanthes clusiaefolia</i>	2	0,25	2	0,34	0,0115	0,05	0,64
<i>Hymenaea courbaril</i> var. <i>stilbocarpa</i>	2	0,25	2	0,34	0,0102	0,05	0,64
<i>Myrcia rostrata</i>	2	0,25	2	0,34	0,0100	0,04	0,64
<i>Faramea hyacinthina</i>	2	0,25	2	0,34	0,0064	0,03	0,62
<i>Macropelplus ligustrinus</i>	2	0,25	2	0,34	0,0062	0,03	0,62
<i>Schefflera morototonii</i>	2	0,25	2	0,34	0,0059	0,03	0,62
<i>Myrsine coriacea</i>	2	0,25	2	0,34	0,0055	0,02	0,62
<i>Tapura amazonica</i>	2	0,25	2	0,34	0,0043	0,02	0,61
<i>Garcinia gardneriana</i>	1	0,12	1	0,17	0,0562	0,25	0,54
Indeterminada I	2	0,25	1	0,17	0,0212	0,09	0,51
<i>Aspidosperma discolor</i>	1	0,12	1	0,17	0,0296	0,13	0,43
<i>Xylopia emarginata</i>	1	0,12	1	0,17	0,0199	0,09	0,38
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	0,12	1	0,17	0,0154	0,07	0,36
<i>Andira paniculata</i>	1	0,12	1	0,17	0,0103	0,05	0,34
<i>Ficus</i> sp.	1	0,12	1	0,17	0,0092	0,04	0,34
<i>Euterpe edulis</i>	1	0,12	1	0,17	0,0089	0,04	0,34
<i>Qualea dichotoma</i>	1	0,12	1	0,17	0,0062	0,03	0,32
Indeterminada II	1	0,12	1	0,17	0,0038	0,02	0,31
<i>Persea fusca</i>	1	0,12	1	0,17	0,0029	0,01	0,31
<i>Myrsine guianensis</i>	1	0,12	1	0,17	0,0020	0,01	0,30
<i>Miconia sellowiana</i>	1	0,12	1	0,17	0,0020	0,01	0,30
<i>Leandra melastomoides</i>	1	0,12	1	0,17	0,0020	0,01	0,30
<i>Cardiopetalum calophyllum</i>	1	0,12	1	0,17	0,0020	0,01	0,30
TOTAIS	710	100,00	528	100,00	20,520	100,00	300,00

Anexo E. Espécies lenhosas da Mata de Galeria do Capetinga, Brasília - DF, registradas em 2002. As espécies estão em ordem decrescente do Índice de Valor de Importância (IVI). Parâmetros fitossociológicos: DA - densidade absoluta; DR - densidade relativa; FA - frequência absoluta; FR - frequência relativa; DoA - dominância absoluta e DoR - dominância relativa.

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Amaioua guianensis</i>	100	12,29	37	6,58	2,6519	13,08	31,95
<i>Piptocarpha macropoda</i>	72	8,85	40	7,12	0,5298	2,61	18,58
<i>Protium heptaphyllum</i>	39	4,79	24	4,27	0,9639	4,76	13,82
<i>Salacia elliptica</i>	35	4,30	24	4,27	0,9108	4,49	13,06
<i>Inga alba</i>	49	6,02	30	5,34	0,3019	1,49	12,85
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	25	3,07	20	3,56	1,2014	5,93	12,56
<i>Licania apetala</i>	32	3,93	18	3,20	1,0427	5,14	12,28
<i>Cecropia pachystachia</i>	48	5,90	27	4,80	0,2276	1,12	11,82
<i>Sclerolobium paniculatum</i> var. <i>rubiginosum</i>	17	2,09	13	2,31	0,9653	4,76	9,16
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	16	1,97	9	1,60	1,0256	5,06	8,63
<i>Nectandra reticulata</i>	15	1,84	13	2,31	0,8597	4,24	8,40
<i>Pouteria ramiflora</i>	19	2,33	16	2,85	0,5335	2,63	7,81
<i>Guatteria sellowiana</i>	18	2,21	15	2,67	0,5926	2,92	7,80
<i>Siparuna guianensis</i>	29	3,56	21	3,74	0,0912	0,45	7,75
<i>Mouriri glazioviana</i>	22	2,70	16	2,85	0,3684	1,82	7,37
<i>Copaifera langsdorffii</i>	12	1,47	12	2,14	0,6415	3,16	6,77
<i>Tapirira guianensis</i>	15	1,84	14	2,49	0,4827	2,38	6,72
<i>Micropholis venulosa</i>	11	1,35	9	1,60	0,6682	3,30	6,25
<i>Maprounea guianensis</i>	11	1,35	10	1,78	0,5347	2,64	5,77
<i>Cabralea canjerana</i>	13	1,60	9	1,60	0,4987	2,46	5,66
<i>Ocotea spixiana</i>	8	0,98	8	1,42	0,4016	1,98	4,39
<i>Terminalia brasilienses</i>	6	0,74	5	0,89	0,4675	2,31	3,93
<i>Gomidesia lindeniana</i>	11	1,35	9	1,60	0,1607	0,79	3,75
<i>Emmotum nitens</i>	5	0,61	5	0,89	0,4290	2,12	3,62
<i>Sacoglottis guianensis</i>	5	0,61	4	0,71	0,4341	2,14	3,47
<i>Myrsine coriacea</i>	9	1,11	7	1,25	0,2216	1,09	3,44
<i>Euplassa inaequalis</i>	5	0,61	5	0,89	0,3268	1,61	3,12
<i>Cheilochlinium cognatum</i>	9	1,11	5	0,89	0,1812	0,89	2,89
<i>Machaerium acutifolium</i>	5	0,61	4	0,71	0,2290	1,13	2,46
<i>Callisthene major</i>	5	0,61	5	0,89	0,1747	0,86	2,37
<i>Casearia grandiflora</i>	6	0,74	6	1,07	0,0801	0,40	2,20
<i>Matayba guianensis</i>	6	0,74	6	1,07	0,0624	0,31	2,11
<i>Aegiphila intergrifolia</i>	9	1,11	4	0,71	0,0450	0,22	2,04
<i>Ixora brevifolia</i>	5	0,61	5	0,89	0,0967	0,48	1,98
<i>Miconia cuspidata</i>	5	0,61	4	0,71	0,0927	0,46	1,78
<i>Aspidosperma discolor</i>	4	0,49	3	0,53	0,1456	0,72	1,74
<i>Astronium fraxinifolium</i>	4	0,49	4	0,71	0,1035	0,51	1,71
<i>Alchornea iricurana</i>	5	0,61	5	0,89	0,0291	0,89	1,65
<i>Acosmium subelegans</i>	3	0,37	3	0,53	0,1338	0,66	1,56
<i>Luehea divaricata</i>	5	0,61	4	0,71	0,0333	0,16	1,49
<i>Ouratea castaneaefolia</i>	4	0,49	4	0,71	0,0578	0,29	1,49

Anexo E – Continuação...							
Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Pseudolmedia laevigata</i>	5	0,61	4	0,71	0,0327	0,16	1,49
<i>Ocotea aciphylla</i>	3	0,37	2	0,36	0,1527	0,75	1,48
<i>Myrcia rostrata</i>	5	0,61	4	0,71	0,0303	0,15	1,48
<i>Alibertia macrophylla</i>	5	0,61	4	0,71	0,0240	0,12	1,44
<i>Hirtella glandulosa</i>	4	0,49	4	0,71	0,0488	0,24	1,44
<i>Xylopia emarginata</i>	4	0,49	4	0,71	0,0325	0,16	1,36
<i>Guapira graciliflora</i>	3	0,37	2	0,36	0,1161	0,57	1,30
<i>Schefflera morototonii</i>	4	0,49	4	0,71	0,0177	0,09	1,29
<i>Dalbergia foliolosa</i>	5	0,61	3	0,53	0,0284	0,14	1,29
<i>Cordia sellowiana</i>	3	0,37	3	0,53	0,0761	0,38	1,28
<i>Qualea multiflora</i>	3	0,37	3	0,53	0,0683	0,34	1,24
<i>Myrcia sellowiana</i>	4	0,49	3	0,53	0,0374	0,18	1,21
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	2	0,25	2	0,36	0,1085	0,54	1,14
<i>Virola sebifera</i>	3	0,37	3	0,53	0,0420	0,21	1,11
<i>Pouteria torta</i>	2	0,25	2	0,36	0,0834	0,41	1,01
<i>Calyptanthes clusiaefolia</i>	3	0,37	3	0,53	0,0150	0,07	0,98
<i>Cupania vernalis</i>	3	0,37	3	0,53	0,0142	0,07	0,97
<i>Faramea hyacinthina</i>	3	0,37	3	0,53	0,0137	0,07	0,97
<i>Sorocea bonplandii</i>	3	0,37	3	0,53	0,0075	0,04	0,94
<i>Aspidosperma subincanum</i>	2	0,25	2	0,36	0,0427	0,21	0,81
<i>Persea fusca</i>	3	0,37	2	0,36	0,0122	0,06	0,78
<i>Andira paniculata</i>	3	0,37	1	0,18	0,0262	0,13	0,68
<i>Psidium laruotteanum</i>	2	0,25	2	0,36	0,0116	0,06	0,66
<i>Tapura amazonica</i>	2	0,25	2	0,36	0,0082	0,04	0,64
<i>Garcinia gardneriana</i>	1	0,12	1	0,18	0,0682	0,34	0,64
<i>Siphoneugena densiflora</i>	1	0,12	1	0,18	0,0448	0,22	0,52
<i>Miconia</i> sp.	2	0,25	1	0,18	0,0149	0,07	0,50
<i>Maytenus robusta</i>	1	0,12	1	0,18	0,0263	0,13	0,43
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	0,12	1	0,18	0,0215	0,11	0,41
<i>Hymenaea courbaril</i> var. <i>stilbocarpa</i>	1	0,12	1	0,18	0,0131	0,06	0,37
<i>Sloanea monosperma</i>	1	0,12	1	0,18	0,0109	0,05	0,35
<i>Qualea dichotoma</i>	1	0,12	1	0,18	0,0074	0,04	0,34
<i>Cybianthus gardneri</i>	1	0,12	1	0,18	0,0039	0,02	0,32
<i>Miconia sellowiana</i>	1	0,12	1	0,18	0,0039	0,02	0,32
<i>Lamanonia ternata</i>	1	0,12	1	0,18	0,0032	0,02	0,32
<i>Cardiopetalum calophyllum</i>	1	0,12	1	0,18	0,0032	0,02	0,32
TOTAIS	814	100,00	562	100,00	20,2698	100,00	300,00

Anexo F. Espécies lenhosas da Mata de Galeria do Capetinga, Brasília - DF, registradas em 2007. As espécies estão em ordem decrescente de Índice de Valor de Importância (IVI). Parâmetros fitossociológicos: DA - densidade absoluta; DR - densidade relativa; FA - frequência absoluta; FR - frequência relativa; DoA - dominância absoluta e DoR - dominância relativa.

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Amaioua guianensis</i>	93	8,84	37	5,21	2,7577	11,45	25,50
<i>Piptocarpha macropoda</i>	66	6,27	37	5,21	0,5688	2,36	13,85
<i>Inga alba</i>	68	6,46	35	4,93	0,5668	2,35	13,75
<i>Cecropia pachystachia</i>	76	7,22	34	4,79	0,3899	1,62	13,63
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	35	3,33	25	3,52	1,5960	6,63	13,47
<i>Protium heptaphyllum</i>	45	4,28	29	4,08	1,1381	4,72	13,09
<i>Siparuna guianensis</i>	64	6,08	39	5,49	0,1882	0,78	12,36
<i>Salacia elliptica</i>	38	3,61	24	3,38	0,9487	3,94	10,93
<i>Licania apetala</i>	32	3,04	19	2,68	1,1347	4,71	10,43
<i>Sclerolobium paniculatum</i> var. <i>rubiginosum</i>	22	2,09	16	2,25	1,2348	5,13	9,47
<i>Tapirira guianensis</i>	25	2,38	22	3,10	0,6317	2,62	8,10
<i>Ocotea spixiana</i>	19	1,81	18	2,54	0,6232	2,59	6,93
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	14	1,33	9	1,27	0,9258	3,84	6,44
<i>Copaifera langsdorffii</i>	14	1,33	14	1,97	0,7349	3,05	6,35
<i>Nectandra reticulata</i>	15	1,43	11	1,55	0,7901	3,28	6,25
<i>Pouteria ramiflora</i>	20	1,90	17	2,39	0,4666	1,94	6,23
<i>Mouriri glazioviana</i>	22	2,09	16	2,25	0,4061	1,69	6,03
<i>Guatteria sellowiana</i>	17	1,62	15	2,11	0,5529	2,29	6,02
<i>Micropholis venulosa</i>	12	1,14	10	1,41	0,7790	3,23	5,78
<i>Maprounea guianensis</i>	14	1,33	13	1,83	0,5076	2,11	5,27
<i>Cabrlea canjerana</i>	14	1,33	14	1,55	0,5650	2,35	5,23
<i>Myrsine coriacea</i>	15	1,43	9	1,27	0,2801	1,16	3,86
<i>Terminalia brasiliensis</i>	7	0,67	6	0,85	0,4967	2,06	3,57
<i>Emmotum nitens</i>	5	0,48	5	0,70	0,4878	2,02	3,20
<i>Sacoglottis guianensis</i>	5	0,48	4	0,56	0,4893	2,03	3,07
<i>Aegiphila intergrifolia</i>	17	1,62	7	0,99	0,1067	0,44	3,04
<i>Matayba guianensis</i>	11	1,05	10	1,41	0,1133	0,47	2,92
<i>Euplassa inaequalis</i>	6	0,57	6	0,85	0,3585	1,49	2,90
<i>Gomidesia lindeniana</i>	10	0,95	8	1,13	0,1674	0,69	2,77
<i>Miconia cuspidata</i>	9	0,86	8	1,13	0,1352	0,56	2,54
<i>Casearia sylvestris</i>	10	0,95	8	1,13	0,0591	0,25	2,32
<i>Cupania vernalis</i>	9	0,86	9	1,27	0,0412	0,17	2,29
<i>Machaerium acutifolium</i>	6	0,57	4	0,56	0,2573	1,07	2,20
<i>Myrcia rostrata</i>	10	0,95	7	0,99	0,0600	0,25	2,19
<i>Cheilochlinium cognatum</i>	8	0,76	4	0,56	0,1784	0,74	2,06
<i>Calyptanthes clusiaefolia</i>	8	0,76	8	1,13	0,0360	0,15	2,04
<i>Callisthene major</i>	5	0,48	5	0,70	0,1935	0,80	1,98
<i>Dalbergia foliolosa</i>	8	0,76	5	0,70	0,0626	0,26	1,72
<i>Pseudolmedia laevigata</i>	7	0,67	6	0,85	0,0475	0,20	1,71
<i>Alchornea iricurana</i>	7	0,67	5	0,70	0,0665	0,28	1,65

Anexo F – Continuação...							
Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Aspidosperma discolor</i>	4	0,38	3	0,42	0,1983	0,82	1,63
<i>Ixora warmingii</i>	5	0,48	5	0,70	0,1065	0,44	1,62
<i>Virola sebifera</i>	6	0,57	5	0,70	0,0528	0,22	1,49
<i>Guapira graciliflora</i>	4	0,38	3	0,42	0,1513	0,63	1,43
<i>Cordia sellowiana</i>	5	0,48	4	0,56	0,0931	0,39	1,43
<i>Astronium fraxinifolium</i>	4	0,38	4	0,56	0,1156	0,48	1,42
<i>Didymopanax morototoni</i>	5	0,48	5	0,70	0,0522	0,22	1,40
<i>Qualea multiflora</i>	4	0,38	4	0,56	0,1062	0,44	1,38
<i>Xylopia emarginata</i>	5	0,48	5	0,70	0,0438	0,18	1,36
<i>Acosmium subelegans</i>	3	0,29	3	0,42	0,1440	0,60	1,31
<i>Faramea hyacinthina</i>	5	0,48	5	0,70	0,0202	0,08	1,26
<i>Ocotea aciphylla</i>	3	0,29	2	0,28	0,1577	0,65	1,22
<i>Hirtella glandulosa</i>	4	0,38	4	0,56	0,0609	0,25	1,20
<i>Ouratea castaneaefolia</i>	4	0,38	4	0,56	0,0487	0,20	1,15
<i>Pouteria torta</i>	4	0,38	2	0,28	0,1015	0,42	1,08
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	2	0,19	2	0,28	0,1364	0,57	1,04
<i>Myrcia sellowiana</i>	4	0,38	3	0,42	0,0458	0,19	0,99
<i>Miconia sellowiana</i>	4	0,38	3	0,42	0,0129	0,05	0,86
<i>Luehea divaricata</i>	3	0,29	3	0,42	0,0314	0,13	0,84
<i>Psidium</i> sp.	3	0,29	3	0,42	0,0193	0,08	0,79
<i>Alibertia macrophylla</i>	3	0,29	3	0,42	0,0153	0,09	0,77
<i>Sorocea bonplandii</i>	3	0,29	3	0,42	0,0105	0,04	0,75
<i>Andira paniculata</i>	4	0,38	1	0,14	0,0484	0,20	0,72
<i>Aspidosperma subincanum</i>	2	0,19	2	0,28	0,0576	0,24	0,71
<i>Persea fusca</i>	3	0,29	2	0,28	0,0176	0,07	0,64
<i>Garcinia gardneriana</i>	1	0,10	1	0,14	0,0797	0,33	0,57
<i>Jacaranda puberula</i>	2	0,19	2	0,28	0,0122	0,05	0,52
<i>Tapura amazonica</i>	2	0,19	2	0,28	0,0111	0,05	0,52
<i>Siphoneugena densiflora</i>	1	0,10	1	0,14	0,0523	0,22	0,45
<i>Lamanonia ternata</i>	2	0,19	1	0,14	0,0108	0,04	0,38
<i>Cardiopetalum calophyllum</i>	2	0,19	1	0,14	0,0080	0,03	0,36
<i>Byrsonima laxiflora</i>	2	0,19	1	0,14	0,0080	0,03	0,36
<i>Maytenus robusta</i>	1	0,10	1	0,14	0,0287	0,12	0,35
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	0,10	1	0,14	0,0282	0,12	0,35
<i>Hymenaea courbaril</i> var. <i>stilbocarpa</i>	1	0,10	1	0,14	0,0199	0,08	0,32
<i>Miconia</i> sp.	1	0,10	1	0,14	0,0154	0,06	0,30
<i>Sloanea monosperma</i>	1	0,10	1	0,14	0,0134	0,06	0,29
<i>Qualea dichotoma</i>	1	0,10	1	0,14	0,0092	0,04	0,27
<i>Platypodium elegans</i>	1	0,10	1	0,14	0,0077	0,03	0,27
<i>Cybianthus gardneri</i>	1	0,10	1	0,14	0,0042	0,02	0,25
<i>Roupala montana</i>	1	0,10	1	0,14	0,0037	0,02	0,25
<i>Casearia grandiflora</i>	1	0,10	1	0,14	0,0037	0,02	0,25
<i>Myrsine guianensis</i>	1	0,10	1	0,14	0,0029	0,01	0,25
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	0,10	1	0,14	0,0026	0,01	0,25
<i>Symplocos mosenii</i>	1	0,10	1	0,14	0,0022	0,01	0,24

Anexo F – Continuação...							
Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Simarouba amara</i>	1	0,10	1	0,14	0,0020	0,01	0,24
TOTAIS	1010	100,00	681	100,00	23,3231	100,00	300,00

Anexo G. Parâmetros da dinâmica na comunidade arbórea ($DAP \geq 5\text{cm}$) no período de 24 anos (1983-2007) na Mata de Galeria do córrego Capetinga, na Fazenda Água Limpa em Brasília, DF, Brasil.

	Períodos				
	1983-1986	1986-1989 ⁺	1989-1997	1997-2002	2002-2007
Nº de árvores					
Densidade inicial (ind. ha^{-1})	960	930	818	710	814
Densidade final (ind. ha^{-1})	930	818	710	814	1010
Mortas (nº)	56	163*	90	123*	90*
Tx. Mort. ($\% \text{ ano}^{-1}$)	1,96	5,79	1,15	3,28	2,00
Recrutas (nº)	53	87	69	187	264
Tx. Recr. ($\% \text{ ano}^{-1}$)	1,74	2,84	1,08	3,71	4,40
Área basal					
Área basal inicial ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$)	22,72	20,49	19,80	19,02	20,27
Área basal final ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$)	20,49	19,80	19,02	20,27	23,32

⁺ 1987 – fogo na área de estudo; Tx.= Taxa; Mort. = Mortalidade; Recr. = Recrutamento.

*Número de árvores mortas com asterisco diferem do número de árvores recrutas (Qui-quadrado, $p > 0,05$)

As variáveis de dinâmica da comunidade arbórea da Mata de Galeria do Capetinga, ao longo de 24 anos, estão apresentadas no Anexo G. No entanto, estes dados não foram considerados no presente estudo, assim como os dados dos anexos de A a F, em função de inconsistências encontradas nos inventários intermediários realizados, como por exemplo: a densidade inicial no período (1983-1986), subtraído do número de mortas e adicionado o número de recrutas, não é igual ao valor da densidade final verificada neste período. O mesmo padrão de erro foi detectado para os outros períodos de inventários.

Essas inconsistências provavelmente estejam relacionadas a erros associados à estratégia adotada, como: alternância de equipe no campo, erro de identificação botânica e até mesmo ao tempo de duração do presente estudo. Porém, os dados possibilitarão futuros estudos de dinâmica populacional para aquelas espécies mais importantes na área, o que permitirá inferências do desempenho dessas espécies na comunidade estudada no passado e no presente.