

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS DE BOTUCATU

**ESTRUTURA E DINÂMICA SUCESSIONAL DE UM FRAGMENTO
DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL COM DIFERENTES
HISTÓRICOS DE PERTURBAÇÃO.**

LEONARDO AUGUSTO MARTINS

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da UNESP – Campus
de Botucatu, para obtenção do título de
Mestre em Ciência Florestal.

BOTUCATU – SP

(outubro - 2010)

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS DE BOTUCATU

**ESTRUTURA E DINÂMICA SUCESSIONAL DE UM FRAGMENTO
DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL COM DIFERENTES
HISTÓRICOS DE PERTURBAÇÃO.**

LEONARDO AUGUSTO MARTINS

Engenheiro Florestal

Orientadora: Prof.^a Dr.^a VERA LEX ENGEL

Exame de defesa, referente ao título de mestre
apresentada ao Curso de Pós-graduação em
Ciências Florestais da Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP – Campus de
Botucatu.

BOTUCATU – SP

(outubro - 2010)

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

M386e Martins, Leonardo Augusto, 1984-
Estrutura e dinâmica sucessional de um fragmento de floresta estacional semidecidual com diferentes históricos de perturbação / Leonardo Augusto Martins. - Botucatu : [s.n.], 2010.
xi, 121 f. : il. color., gráfs., tabs.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2010
Orientador: Vera Lex Engel

Inclui bibliografia.

1. Fitossociologia: regeneração natural. 2. Floresta estacional semidecidual: distúrbios. I. Engel, Vera Lex. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. IV. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "ESTRUTURA E DINÂMICA SUCESSIONAL DE UM FRAGMENTO DE
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL COM DIFERENTES
HISTÓRICOS DE PERTUBAÇÃO"

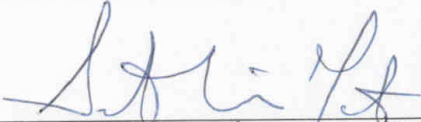
ALUNO: LEONARDO AUGUSTO MARTINS

ORIENTADORA: PROFA. DRA. VERA LEX ENGEL

Aprovado pela Comissão Examinadora



PROFA. DRA. VERA LEX ENGEL



PROF. DR. SEBASTIÃO VENÂNCIO MARTINS



PROFA. DRA. RENATA CRISTINA BATISTA FONSECA

Data da Realização: 27 de outubro de 2010.

Agradecimentos

Sempre quando leio uma dissertação ou tese, começo pela parte de agradecimentos; nesse item é interessante observar a quantidade de pessoas que ajudaram na realização de um trabalho. Na minha dissertação não foi diferente; durante esses anos muitas pessoas auxiliaram no meu projeto, agradeço a todos pela grande ajuda.

Primeiramente agradeço a Deus, pela força nos momentos difíceis e por colocar pessoas especiais no meu caminho durante o trabalho de mestrado. Hoje tenho grandes amigos como consequência disso.

À minha orientadora Prof.^a Dr.^a Vera Lex Engel, muito obrigado pela orientação desde o tempo de graduação, sete anos passaram muito rápido. Agradeço também pelo convite para realização desse imenso projeto, o trabalho foi árduo, entretanto valeu à pena. E o obrigado pela paciência e grande orientação nessa reta final, não foi fácil correr contra o tempo.

A todos os estagiários que ajudaram na realização do trabalho de campo : Daniela (Valuda); Heloísa (Isa); Luciane (Hã?); Eduardo (Figura); Andressa (Bonsay); Marcela (Landrace); Dariane (Ostrin); Amanda (Siamesa); Rodolfo (Paerin); José Victor (Tye Dye); Thaís (Jabuticaba); Luciana (Guádua); Camila (La cuca); Márcio (Nukako); Rodrigo (Cabrito). Alguns ficaram por um grande tempo ajudando : Bruno (Curisco) obrigado pela grande ajuda e por perder muitos feriados e fins de semana nas medições do microclima. Luís Paulo (Lesma) obrigado pelo auxílio em grande parte do trabalho de campo e na digitação dos dados, e pela grande amizade.

À Duratex, obrigado por “ceder” o local de estudo. Agradeço aos funcionários que ajudaram na realização desse trabalho, desde o trabalhador de campo até os gerentes. Maia, obrigado por convidar a Professora Vera para coordenar os projetos. Nós tivemos pouco contato nesses anos, mas admiro você pelo exemplo de profissional da área ambiental. Angélica, obrigado pelo todo apoio no início do projeto em 2007, quando eu ainda era estagiário. Agradeço a todos os funcionários da Unidade de Lençóis Paulista pelo auxílio com o transporte até o campo, alojamento e “emprestar” alguns funcionários.

Agradeço também às pessoas que passaram pelo alojamento durante esses anos, foram muitas risadas e confraternizações : Cléber (Sussa); Juliana (Jurema); Débora (Ximboca); Márcio (Sucanga); Cintia (Babu); Jocelaine (Arbusta); Flávia(Sapucaia); Ariana (Sumaúma).

Obrigado à Jurema e Bonsay pela ajuda na tabulação dos dados.

Ao Élder Mattos, pela grande ajuda com a confecção das “casinhas”, compra dos equipamentos do microclima e análise de solos.

Aos atuais e ex-companheiros da Republica Manicômio: Daniel (Acnase); Kairo (Medusa); Luís Paulo (Lesma), Marcelo (Kartilagem); Marcos (Xunli) Rodolfo (Paierin); Rodrigo (Deusuite); Alexandre (Kipah); Gabriel (Da lua); Gabriel (Jabá), Gustavo (Porta) e Wagner (Bah). Obrigado a todos pelas risadas e companheirismo. Não posso esquecer a Dona Ana, a empregada da República, obrigado por “suportar” todo esse trabalho com tanta alegria e dedicação.

Ao Adriano (Bezerra) pelo auxílio na identificação de muitas espécies.

Agradeço aos antigos amigos de Rio Claro: Daniel, Rodrigo, Nelson e Fábio; desculpem pela ausência nesses últimos anos.

Minha família, obrigado pelo apoio durante todos esses anos e também pela compreensão da minha ausência nos últimos tempos.

E por último, mas não menos importante, à Rita Camila. Pensou que fosse esquecer-la Rita? Você é uma das pessoas que agradeço a Deus por ter conhecido. Obrigado pela ajuda durante o projeto, desde a instalação das parcelas até na discussão dos resultados; e pelo apoio nas horas mais difíceis; obrigado também pela grande amizade que formamos nesses quase 3 anos de pós-graduação.

MUITO OBRIGADO A TODOS!!!

“Tu te tornas eternamente responsável por aquilo que cativas”

Antoine de Saint-Exupéry

Sumário	Página
RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	15
1.1 Objetivos.....	17
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1 A sucessão ecológica e a importância das clareiras.....	18
2.2 A regeneração natural	22
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.1 Local de estudo	27
3.2 Amostragem e alocação das parcelas permanentes.....	30
3.3 Levantamento Fitossociológico	33
3.4 Regeneração Natural.....	34
3.5 Caracterização do estágio sucessional das espécies.....	35
3.6 Análise das síndromes de dispersão.....	35
3.7 Monitoramento do meio físico.....	37
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	38
4.1 Comparação da estrutura fitossociológica do estrato arbóreo e da regeneração natural entre as três áreas amostrais.....	38
4.1.1 Estrutura fitossociológica e composição florística do estrato arbóreo.....	38
4.1.2 Estrutura fitossociológica e composição florística da regeneração natural.....	64
4.1.3 A regeneração natural em clareiras.....	85
4.2. Variáveis microclimáticas.....	95
5 CONCLUSÕES.....	102
6 REFERÊNCIAS	104
ANEXO 1.....	107

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1: Exemplos de critérios de inclusão e tamanho da parcela utilizada em levantamentos de regeneração natural.....	24
Tabela 2: Lista das espécies do estrato arbóreo.....	41
Tabela 3: Distribuição do número de indivíduos , espécies e índices de diversidade para indivíduos arbóreos.....	54
Tabela 4: Índices de similaridade florística entre as três áreas amostrais.....	64
Tabela 5: Lista das espécies do estrato regenerante.....	66
Tabela 6: Distribuição do número de indivíduos , espécies e índices de diversidade do estrato regenerante.....	73
Tabela 7 : Distribuição do número de indivíduos , espécies e índices de diversidade entre os ambientes de clareira e dossel.....	85
Tabela 8 : Índices de similaridade florística entre os três locais de estudo.....	86
Tabela 9 : Resultado do “teste t” para as 10 espécies com maior densidade em clareira e dossel.....	92
Tabela 10 : Variáveis microclimáticas nos três locais de estudo.....	95
Tabela 11: Variáveis microclimáticas entre dossel e clareira.....	98

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1: Mapa de vegetação baseado em Foto aérea.....	28
Figura 2: (a) Foto mostra a nuvem giratória com o cone do tornado tocando o chão. (b) Mapa da região de Lençóis Paulista onde passou o tornado.....	29
Figura 3: Efeitos da passagem do tornado.....	30
Figura 4: Aspecto da grande quantidade de cipós e bambus no local que sofreu os efeitos do tornado.....	31
Figura 5: Vista do interior da floresta na área com maior grau de conservação, observa-se a divisão em estratos, grande quantidade de árvores dominantes do dossel .	31
Figura 6: Sinais evidentes de extração de peroba, observam-se “tocos” (a) e toras (b) deixados no interior da floresta.....	32
Figura 7: Local de uma clareira natural no trecho da floresta onde houve extração de madeira.....	32
Figura 8: (a) Vista geral da disposição da grade das parcelas, com uma em destaque (b) Sub- parcelas da regeneração natural	34
Figura 9: Levantamento da regeneração natural no interior da floresta.....	35
Figura 10: Equipamentos utilizados na medição do microclima	37
Figura 11: Porcentagem das 10 famílias com maior riqueza de espécies das três áreas como um todo e por local de estudo.....	39
Figura 12: Curvas de rarefação para as três áreas amostrais.....	42
Figura 13: Diagrama de Whittaker.....	53

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 14: Densidade absoluta total nas três áreas de estudo.....	53
Figura 15: Densidade relativa das espécies mais abundantes por local de estudo.....	55
Figura 16 : Índice de valor de importância para 15 espécies como os maiores valores da classe 1 nas três áreas de estudo.....	56
Figura 17 – Índice de valor de importância para as 15 espécies como os maiores valores na classe 2.....	58
Figura 18 : Distribuição diamétrica de <i>M .nigra</i>	60
Figura 19 : Distribuição diamétrica de <i>A. pentandra</i>	61
Figura 20 : Distribuição diamétrica de <i>A. conceptionis</i>	62
Figura 21 : Distribuição diamétrica de <i>A. polyneuron</i>	63
Figura 22 : Porcentagem das 10 famílias com maior riqueza de espécies das três áreas como um todo da regeneração natural.....	64
Figura 23 : Porcentagem das 10 famílias com maior riqueza de cada área amostral.....	65
Figura24 : Densidade absoluta total nas três áreas de estudo e nas duas classes de tamanho.....	74
Figura 25 : Densidade relativa das espécies mais numerosas de cada área de estudo.....	75
Figura 26 : Síndromes de dispersão de cada local de estudo.....	76
Figura 27 : Curvas de rarefação para as três áreas amostrais.....	77
Figura 28: Diagrama de Whittaker para as três áreas amostrais	78

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 29 : Densidade absoluta das 15 espécies com os maiores valores na classe 1.....	80
Figura 30 : Densidade absoluta das 15 espécies com os maiores valores na classe 2....	81
Figura 31: Densidade absoluta de <i>A. conceptionis</i>	81
Figura 32 : Densidade absoluta de <i>A. polyneuron</i>	83
Figura 33 : Curva de rarefação para os ambientes de clareira e dossel da classe 1.....	87
Figura 34: Curva de rarefação para os ambientes de clareira e dossel da classe 2	88
Figura 35: Densidade absoluta das 10 espécies com maiores valores em dossel e clareira nas três áreas amostrais da classe 1.....	90
Figura 36: Densidade absoluta das 10 espécies com maiores valores em dossel e clareira nas três áreas amostrais da classe 2.....	91
Figura 37: Densidade absoluta total nos ambientes de dossel e clareira nas três áreas de estudo.....	94
Figura 38: Diferenças microclimáticas entre as áreas de estudo (a) média da temperatura atual; (b) média da temperatura máxima; (c) média da temperatura máxima, (d) temperatura do solo.....	96
Figura 39: Diferenças entre locais de estudo quanto a: (a) intensidade relativa de luz; (b) umidade relativa do ar média; (c) umidade relativa do ar máxima; (d) umidade relativa do ar mínima.....	97
Figura 40: Efeito do ambiente na: (a) média da temperatura atual; (b) média da temperatura máxima; (c) média da temperatura máxima, (d) temperatura do solo, em ambientes de clareira e não-clareira.....	99
Figura 41: Efeito do ambiente na : (a) média da umidade atual; (b) média da umidade mínima; (c) média da umidade mínima, (d) intensidade luminosa.....	100

RESUMO

ESTRUTURA E DINAMICA SUCESSIONAL DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL COM DIFERENTES HISTÓRICOS DE PERTURBAÇÃO. Botucatu, 2010. 121p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

Autor: LEONARDO AUGUSTO MARTINS

Orientadora: VERA LEX ENGEL

A Mata Atlântica é um dos biomas de maior biodiversidade do planeta, que há séculos tem sido sistematicamente destruída pelo desmatamento e fragmentação florestal, principalmente no domínio da Floresta Estacional Semidecidual. Os fragmentos remanescentes frequentemente têm sofrido distúrbios adicionais, tanto antrópicos quanto naturais. Deste modo, para a sua conservação e restauração é fundamental o conhecimento da resposta desses ecossistemas aos distúrbios. Este trabalho teve como objetivo geral caracterizar a estrutura da vegetação e a regeneração natural de um fragmento de floresta estacional semidecidual com diferentes históricos de perturbações e conhecer o papel das clareiras na regeneração de algumas das suas espécies arbóreas mais representativas. A pesquisa foi realizada em um fragmento de floresta estacional semidecidual com aproximadamente 615 ha (Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Olavo Egydio Setúbal), no município de Lençóis Paulista (22. 27'S, 48.57W), SP. A amostragem foi feita através da demarcação de parcelas permanentes contíguas (10 x 10 m), totalizando um hectare em cada uma de três área na floresta(três hectares no total), sendo: *área A* , local que sofreu efeitos de um tornado ocorrido há cinco anos atrás; *área B*: área mais bem conservada, sem histórico recente de perturbações antrópicas e, *área C*, com registros de extração seletiva de madeira até meados da década de 70. Em cada área foram sorteadas 50 parcelas de 10 x 10 m para o levantamento fitossociológico do estrato arbóreo (indivíduos com altura $\geq 1,30$ m) e regenerante (altura $\geq 0,50$ e $<1,30$ m, levantado em 3 sub-parcelas de 10 x 1 m). Para a regeneração natural, cada subparcela amostrada foi categorizada como sendo de clareira (definição de Brokaw, 1982) ou de dossel fechado. O monitoramento do microclima foi feito quatro vezes ao ano, durante três dias consecutivos,

em pares de parcelas de clareira e dossel fechado, em cada uma das três áreas. A preferência de algumas espécies pela regeneração em ambiente de clareira ou de dossel fechado foi também verificada. Nas três áreas foram amostrados 10570 indivíduos de 131 espécies arbóreas no total. O local que sofreu extração de madeira (área C) mostrou maior densidade total e maior riqueza de espécies. Entretanto, a área A (local que sofreu com a passagem do tornado) apresentou os maiores índices de diversidade e a maior heterogeneidade. Na regeneração natural foram amostrados 32.500 indivíduos de 103 espécies, sendo os maiores índices de diversidade também encontrados na área A, mas com uma abundância significativamente menor nesta do que nas demais áreas. A área A se diferiu das demais quanto às variáveis microclimáticas (luminosidade, temperatura e umidade do ar). Houve também diferenças significativas entre os ambientes de dossel e clareira, ocorrendo na área A os valores mais contrastantes, devido à predominância de grandes clareiras geradas pela passagem do tornado nesta área. A maioria das espécies ocorreu com maior densidade sob dossel fechado ou não apresentou preferência por este ambiente ou pelo de clareira, e poucas espécies apresentaram maiores densidades nos locais com presença de clareiras. Os resultados indicaram que, após algumas décadas os trechos da floresta que foram explorados já apresentam estrutura e microclima semelhantes aos de trechos mais conservados. A grande riqueza e diversidade de espécies arbóreas na regeneração natural da área que sofreu um distúrbio de maior escala (passagem de tornado) indica que, apesar das alterações na estrutura e no ambiente físico em relação às outras áreas, a floresta mantém certa resiliência. Entretanto, a pequena densidade da regeneração natural nas áreas mais perturbadas pode estar indicando uma possível supressão por excesso de lianas e bambuzinhos, motivando estudos demográficos para verificar a necessidade ou não de ações de manejo.

Palavras chave : fragmento florestal; distúrbios; fitossociologia, regeneração natural; dinâmica de clareiras.

ABSTRACT

STRUCTURE AND SUCCESSIONAL DYNAMICS OF A SEMIDECIDUOUS SEASONAL FOREST FRAGMENT WITH DIFFERENT DISTURBANCE HISTORIES. Botucatu, 2010. 121p. Dissertation (Mastering in Forest Sciences)–Agronomic Sciences Faculty, São Paulo State University.

Author : LEONARDO AUGUSTO MARTINS

Adviser: VERA LEX ENGEL

The Atlantic Forest is one of the richest planet's biomes in biodiversity, which has been systematically destroyed by deforestation and forest fragmentation., mainly at the Seasonal Semideciduous Forest domain. The remaining forest fragments have often suffered further disturbances , be natural or anthropogenic. To conserve or restore these ecosystems is fundamental to know how do they respond to the disturbances. This paper has the objective of characterizing the vegetation structure and the natural regeneration of a forest fragment with different disturbances histories, assessing the role of gaps in the regeneration of its most representatives tree species..The research was realized in a 615 ha seasonal semideciduous forest fragment (Private Natural Patrimony Reserve-RPPN “Olavo Egydio Setúbal”), at Lençóis Paulista Municipality (22. 27’S, 48.57W), SP. Sampling method was by contiguous permanent plots (10 x 10m), totalizing one hectare in each of three study sites within the forest (three ha in the total: *Area A*: site subjected to a tornado disturbance five years ago; *Area B*: site well conserved, with no recent anthropogenic disturbances events and, *Area C*: site were selective logging was registered until meddle 70’s. In each site 50 plots (10 x 10 m) were randomly assorted for the phytosociological (stems ≥ 1.30 height) and natural regeneration ($1.30 < \text{height} \leq 0.50$ m, surveyed in three 1 x 10 m sub-plots within each plot) assessment. Each sub-plot established for natural regeneration survey was categorized as gap (Brokaw’s definition, 1982) or closed canopy. Microclimate was monitored four times in the year, within three consecutive days, in pairs of gap and closed canopy plots, in each of the three study sites. The preference of some tree species for regenerating in gap or closed canopy habitats was also tested. Within the three samples sites we sampled 10.570 individuals belonging to 131 tree species. The Area

C (selective logged) had the highest total density and species richness. Otherwise, Area A (tornado disturbed) had the highest diversity and heterogeneity. In the natural regeneration stratum 32,500 individuals of 103 species were sampled. The highest diversity indexes were found at Area A, but with a significantly lower abundance than the other two areas. Area A differed from the other two areas in the microclimatic variables (light intensity, temperature and moisture of the air). Gap and closed canopy habitats were significantly different in microclimatic variables, and at Area A these habitats were more strikingly different, because of the prevalence of big gaps originated by tornado disturbance. The majority of tree species had a higher density under closed canopy than within gaps, which were mostly dominated by lianas and bamboos, or were indifferent. Few species preferred canopy gaps. The results indicate that, after some decades, the logged sites were very similar to the more conserved forest in relation to forest structure and microclimate. The great species richness and diversity of the more disturbed area indicates that, in spite of the structural and microclimatic alterations, the forest has kept some resilience. Otherwise, the lower natural regeneration density in the more disturbed areas suggests a possible suppression by an over density of lianas and bamboos, motivating demographic studies to establish the need for management.

Key-Words: forest fragment; disturbances; phytosociology; natural regeneration, gap dynamics.

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica no Brasil tem uma longa história de devastação. Conforme salienta Dean (1996), o primeiro feito dos portugueses ao chegarem às terras brasileiras foi cortar uma árvore para montar a cruz da primeira missa. Originalmente, a Mata Atlântica estendia-se em faixa praticamente contínua, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, acompanhando o litoral e ocupando cerca de 12% do território nacional. (CONSÓRCIO MATA ATLÂNTICA, 1992). Cinco séculos depois, esse bioma foi reduzindo a fragmentos florestais de variados tamanhos, restando hoje apenas 7,9 % de sua cobertura original (WWF - BRASIL, 2010).

Os fatores econômicos foram os principais responsáveis pela redução da floresta atlântica; o assédio começou com a extração do pau-brasil e de madeira para carvão, passou para desmatamentos para instalação de culturas como a do café, cana-de-açúcar e banana, e mais recentemente ocorre principalmente por causa da especulação imobiliária, exploração agropecuária, extrativismo e comércio ilegal de madeira e animais silvestres (TONHASCA JR, 2005).

Apesar do grande histórico de devastação, a Mata Atlântica ainda abriga extensa diversidade biológica, inúmeras comunidades tradicionais, um rico patrimônio cultural e

assegura a proteção do solo, sítios turísticos e mananciais. Por isso a UNESCO a reconheceu, em 1991, como a primeira reserva da biosfera brasileira (MMA,1999). Das cerca de 20 mil espécies de plantas vasculares descritas para este bioma, oito mil são exclusivas. Pela alta biodiversidade, associada ao grau de ameaça que ainda sofre, constitui-se o quinto bioma em prioridade para a conservação no mundo, sendo considerada um hotspot (MYERS, *et. al.*, 2000). A biodiversidade tornou-se um dos argumentos mais importantes e utilizados para a conservação ambiental (WILSON, 1992).

Dentro deste bioma, os ecossistemas de floresta estacional semidecidual são os que mais sofreram com o desmatamento e fragmentação. Segundo Viana e Pinheiro (1998), em função do elevado nível de perturbações antrópicas e fragmentação desses ecossistemas, a conservação da biodiversidade representou um dos maiores desafios do final do século XX. Para a conservação dos fragmentos muitas vezes não é suficiente apenas protegê-los, fazendo-se necessário o desenvolvimento de metodologias e estratégias de manejo para a sua restauração e conservação (AMADOR & VIANA, 2000).

O conhecimento da estrutura e funcionamento dos remanescentes da Mata Atlântica é importante, visto que a cada momento intervenções sucessivas acontecem sem a mínima preocupação com a conservação desse recurso natural (MARANGON, 2008). Analisar o estágio de desenvolvimento sucessional desses fragmentos é essencial para o fornecimento de subsídios para conservação e recuperação de tais formações (LEITE & RODRIGUES, 2008). Estudos realizados em comunidades secundárias de origem antrópica têm contribuído para elucidar também os principais fatores bióticos e abióticos que influenciam os padrões seguidos pela sucessão secundária em florestas tropicais (BROW & LUGO 1990).

Muito do que restou para se preservar na Mata Atlântica está em terras privadas (RAMBALDI & OLIVEIRA, 2003). As áreas naturais protegidas estabelecidas em terras de domínio privado constituem uma ferramenta para a conservação da biodiversidade (ROCHA, 2006). As RPPN são unidades de conservação de domínio privado, criadas por iniciativa do proprietário da área, mediante ato de órgão governamental (ICMBio ou órgão estadual de meio ambiente, quando houver regulamentação no estado), desde que constatado o interesse público. Pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação-SNUC, as RPPN devem ter como objetivo principal a conservação da diversidade biológica (MESQUITA & BUENO, 2004).

Este é o caso da recém criada RPPN OLAVO EGYDIO SETÚBAL, pertencente à Duratex S.A.. Possui um fragmento de floresta estacional semidecidual de

alto valor para a conservação, por abrigar populações remanescentes do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*), uma espécie ameaçada de extinção, além de outras espécies raras da fauna, como a onça-parda (*Puma concolor*), bugio (*Alouatta sp*), e da flora, como a exemplares notáveis de peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron*). Pouquíssimos estudos já foram feitos sobre sua vegetação, incluindo apenas um estudo florístico e fitossociológico não publicado (CARPANEZZI,1975).

Vale ressaltar que a Reserva foi submetida à extração seletiva de madeira no passado em alguns trechos, até o começo década de 70, e que mais recentemente sofreu um grande distúrbio gerado pela passagem de um tornado no ano de 2005, o que é um fenômeno com poucos registros no estado de São Paulo. O tornado derrubou uma grande quantidade de árvores, e conseqüentemente abriu grandes clareiras, levando à colonização das mesmas por uma variedade de espécies de lianas.

Diante deste contexto, surge a seguinte questão: apenas a conservação deste remanescente seria suficiente para garantir sua estabilidade futura, ou seria necessária alguma estratégia de manejo? Deste modo são necessários estudos de estrutura e dinâmica florestal, para se verificar como a floresta está reagindo aos diversos distúrbios sofridos.

1.1 OBJETIVOS

Esse trabalho teve como objetivo caracterizar a estrutura florestal e a regeneração natural de um fragmento de floresta estacional semidecidual relacionada a trechos com diferentes históricos de perturbação. Visou também analisar o efeito da abertura de clareiras no microclima e na regeneração natural das espécies arbóreas.

Serão testadas as seguintes hipóteses:

- A história de perturbação afeta a estrutura da floresta;
- A floresta responde de forma diferente ao regime de distúrbios sofridos, o que pode ser detectado pela regeneração natural das espécies arbóreas;
- Distúrbios em maior escala aumentam a formação de clareiras e, como conseqüência, prejudicam a regeneração natural das espécies.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A sucessão ecológica e a importância das clareiras

A sucessão ecológica pode de ser definida como o conjunto de transformações que ocorrem na composição e na estrutura de uma comunidade vegetal ao longo do tempo. O desenvolvimento do conceito de sucessão ecológica já conta mais de cem anos, e ao longo desse período diversas formas de coletar dados e interpretar resultados variaram amplamente, à luz de diferentes concepções sobre as comunidades biológicas e sobre a própria ciência. (GANLDOLFI, 2007).

Basicamente existem dois tipos de sucessão: o estabelecimento e desenvolvimento de comunidades vegetais em habitats recém-formados é chamado de sucessão primária, enquanto a seqüência de comunidades iniciada a partir de uma perturbação é chamada sucessão secundária (RICKLEFS, 1996).

Na sucessão primária o sítio não contém um legado biológico de vegetação prévia (banco de sementes, matéria orgânica). Propágulos colonizadores devem vir de fora do sítio. Exemplos de sucessão primária ocorrem em deltas fluviais, costas oceânicas elevadas, depósitos vulcânicos, dunas, afloramentos rochosos, recifes, rejeitos de minérios (PILLAR, 1994). Na sucessão secundária, diferentes comunidades vegetais se instalam,

desenvolvem e são substituídas, numa seqüência direcionada ao estabelecimento de um estágio climácico (VELOSO, 1945).

A sucessão secundária pode ser definida como o mecanismo pelo qual as florestas tropicais se auto-renovam, através da cicatrização de locais perturbados que ocorrem a cada momento em diferentes pontos da mata (GOMEZ-POMPA, 1971). Uma das descrições clássicas desse processo para florestas neotropicais foi dada por Budowski (1965), que descreveu as fases: pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax quanto a características estruturais da comunidade e características das espécies predominantes em cada fase. Para este autor a sucessão segue uma trajetória em que a complexidade estrutural, biomassa, riqueza e diversidade aumentam no tempo até a fase clímax ou madura, e que as comunidades inicialmente constituídas por espécies heliófilas, de rápido crescimento, reprodução precoce e ciclo de vida curto vão sendo substituídas por outras mais tolerantes à sombra, de crescimento lento, reprodução tardia e ciclo longo. Outras características tais como o tamanho de sementes, síndromes de dispersão, dormência e germinação, densidade da madeira, são ainda descritas para separar os grupos de espécies característicos de cada fase sucessional.

Segundo Brown & Lugo (1990), as florestas secundárias podem ser caracterizadas por: a) elevada densidade de árvores jovens e baixa densidade de árvores maiores que 10 cm de DAP; b) baixa área basal; c) árvores baixas com diâmetros pequenos; d) baixo volume lenhoso (exceto para florestas secundárias manejadas) e e) elevado índice de área foliar

Nas florestas tropicais o processo de sucessão secundária é desencadeado a partir de um distúrbio, geralmente a formação de clareiras. Segundo Carvalho *et al* (2000) a renovação da comunidade de árvores nas florestas tropicais tem grande dependência da abertura do dossel em consequência da queda dos indivíduos arbóreos.

A dinâmica nos fragmentos florestais desenvolve-se com características diferenciadas dos processos sucessionais observados em florestas conservadas ou pouco perturbadas. Clareiras ocorrem com maior freqüência a partir do efeito de borda que, como efeito dominó, passa a atingir o interior do fragmento, desencadeando a transformação acelerada de “manchas de floresta maduras em manchas mais iniciais (AMADOR & VIANA, 2000). Distúrbios severos que eliminam todos os propágulos do solo podem resultar num longo e lento prognóstico sucessional (GOMEZ-POMPA & VASQUEZ-YANES, 1981).

As florestas tropicais têm na ocorrência de clareiras naturais a base para a renovação de sua composição florística. Nesses ambientes, geralmente a vegetação é diferenciada pelas mudanças no ambiente físico. A mudança da quantidade de radiação que chega até o piso florestal é o primeiro fator observado nesses ambientes, acompanhado da temperatura, umidade e de fatores bióticos, os quais podem ser bruscamente modificados dependendo da intensidade do distúrbio provocado (JARDIM, *et al* 2007).

O tamanho ou a área das clareiras são considerados características muito importantes na colonização desses trechos perturbados (DENSLOW, 1980, 1987). Pequenas clareiras, como aquelas formadas pela queda de um galho, normalmente não promovem as condições microclimáticas para o estabelecimento de espécies pioneiras. Nessas condições, as espécies de clímax normalmente preenchem a clareira pelo crescimento lateral dos galhos; por outro lado, se a clareira é grande, ela é primeiramente colonizada pelas espécies pioneiras (JARDIM *et al*, 2007). Segundo WHITMORE (1978), o tamanho da clareira influencia o microclima, que, por sua vez, é diferenciado da área com o dossel fechado, ocorrendo um aumento da quantidade de luz, temperatura e diminuição da umidade relativa do ar. Essa mudança microclimática influencia na composição florística, pois existem diferentes necessidades ecofisiológicas das espécies.

A resposta de crescimento das plantas em clareiras de variados tamanhos pode mostrar as diferenças adaptativas entre as espécies quanto às necessidades de crescimento e sucesso na ocupação destes ambientes (GARWOOD, 1996).

A formação de clareiras no dossel florestal gera alterações ambientais na floresta, e a colonização das mesmas por espécies de diferentes categorias sucessionais já presentes no banco de plântulas ou de sementes do solo e ou de indivíduos remanescentes, bem como das espécies migrantes pós-distúrbio via processos de dispersão da vegetação circundante (MARTINS *et al*, 2008).

Estudos micro ambientais realizados em clareiras de florestas tropicais, geradas em consequência da exploração de madeira ou devido a fenômenos naturais, indicam que o regime de radiação solar é determinante no processo de regeneração (MARTINELLI, 2004). A importância do microclima em influenciar os processos ecológicos, tais como crescimento e regeneração de plantas, reciclagem de nutrientes e seleção de habitats de vida silvestre tornou-o um componente essencial da pesquisa ecológica corrente (HERNANDES *et al*, 2002).

Muitos pesquisadores têm opiniões convergentes quando se trata da enorme influência das clareiras na dinâmica e na manutenção da diversidade das florestas tropicais.

Entretanto, a definição de clareiras varia muito na literatura, bem como a metodologia para sua detecção no campo. Segundo Armelin e Mantovani (2001) as diferentes definições de clareiras naturais parecem produzir resultados diferentes em pesquisas desenvolvidas em florestas tropicais e não têm conseguido incorporar as características ambientais distintas que se observam nas clareiras, tais como luminosidade, umidade e temperatura. São necessários estudos que indiquem uma definição a ser utilizada de forma mais consensual, que represente mais fielmente as características ambientais associadas às clareiras.

Em uma revisão sobre esse assunto, Lima (2005) abordou as principais definições de clareiras. Dentre as mais conhecidas e utilizadas pode – se citar de a de Brokaw (1982), que define clareira como uma abertura no dossel que se estende verticalmente até no mínimo 2 m acima do nível do solo, através de todos os estratos da vegetação. Para Runkle (1981) a clareira é definida como uma área sob a abertura do dossel estendida até base das árvores de copa adjacente.

Dentre as outras definições mencionadas, pode-se observar que os critérios utilizados para descrever uma área de floresta como clareira ou não, variam desde a presença de espécies pioneiras (POPMA *et al.*, 1988), até a altura das árvores que ocupariam essas clareiras (LAWTON e PUTZ, 1988).

O fato de existir uma variedade de definições de clareiras se reflete na gama de metodologias existentes tanto no mapeamento como no cálculo das áreas dessas clareiras. Os métodos variam desde a necessidade da medição das clareiras em campo (RUNKLE, 1981, 1985; BROKAW, 1982; GREEN, 1996), utilização de fotografias hemisféricas (BROWN, 1993; WHITMORE *et al.*, 1993) ou fotos tiradas de diferentes alturas (YAMAMOTO, 2004) até a utilização de fotografias aéreas (NAKASHIZUKA *et al.*, 1995).

Armelin e Mantovani (2001) testaram em campo as definições de Brokaw e Runkle, e concluíram que as clareiras naturais são formações muito irregulares, onde é difícil aplicar as duas definições propostas, especialmente a de Brokaw. Tais definições, baseadas em medições geométricas, não corresponderam à variação microclimática observada em clareiras e, também, não foram capazes de lidar com toda a irregularidade que tanto a abertura no dossel como as configurações das bordas das clareiras costumam apresentar.

A quantidade de artigos que descrevem como trabalhar com clareiras torna difícil a escolha de qual metodologia utilizar. Entretanto, alguns pesquisadores adaptaram os métodos existentes com as condições do local de estudo, como por exemplo, Gandolfi

(2000), Pardi (2007) e Santos (2007) adequaram a definição de Runkle (1981) em função da altura das árvores de entorno que serviriam para demarcar as clareiras.

Segundo Martins *et al* (2008), o reconhecimento do papel ecológico das clareiras na regeneração e dinâmica das florestas brasileiras ganhou maior ênfase a partir da década de 1990, quando vários estudos foram publicados. Entretanto, segundo Lima (2005) a pesquisas sobre clareiras no Brasil é escassa e pontual. Considerando o número pequeno de trabalhos produzidos e o grau de ameaça que nossas florestas estão sofrendo, mais trabalhos devem ser estimulados no Brasil visando fornecer bases mais sólidas aos programas de conservação e recuperação de áreas florestais degradadas.

Nos últimos cinco anos observou-se um aumento nos trabalhos sobre clareiras nas florestas brasileiras: Lima (2005); Santos (2007); Pardi (2007); Jardim *et al* (2007); Martins *et al* (2008); Lima *et al* (2008); Davison, (2009). Mesmo com essa onda crescente de pesquisas, existe a necessidade de mais trabalhos que envolvam clareiras, pois cada remanescente florestal apresenta diferentes históricos de perturbações e conseqüentemente diferentes respostas aos distúrbios sofridos.

2.2 A regeneração natural

A maioria dos estudos da estrutura de vegetação tem se restringido ao conjunto de árvores adultas. Segundo Meira – Neto (1997) os estudos do componente herbáceo arbustivo ou do estrato regenerativo de uma floresta são, na maioria das vezes, de cunho secundário ou complementar da análise do componente arbóreo. No entanto, recentemente, alguns trabalhos têm se voltado a outras classes de tamanho, principalmente às plântulas e indivíduos jovens, por apresentarem o potencial regenerativo do componente arbóreo (WEDY, 2007).

O estudo da regeneração natural permite a realização de previsões sobre o comportamento e desenvolvimento futuro da floresta, pois fornece a relação e a quantidade de espécies que constituem o seu estoque, bem como suas dimensões e distribuição na área (CARVALHO, 1982).

A avaliação da dinâmica da regeneração, através dos ingressos, mortalidade e crescimento, fornece informações que permitem identificar as espécies que deverão ter maior importância no futuro, bem como aquelas que tendem a diminuir a participação na estrutura (SCHORN & GALVÃO, 2006)

Em geral, as florestas tropicais possuem alta capacidade de regeneração natural, principalmente se estiverem próximas a uma fonte propágulos, e se as terras abandonadas não tiverem sido submetidas a um uso intenso (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2002). Entretanto, o processo de fragmentação da Mata Atlântica contribui para dificultar a regeneração das florestas, retardando a chegada de propágulos de espécies tardias, características da floresta madura (TABARELLI & MANTOVANI, 1999).

A capacidade de regeneração de uma floresta após o abandono está sensivelmente relacionada à forma que se realizou o desmatamento e ao grau de perturbação sofrida numa dada área. Em casos que se evidenciam perturbações (geralmente de origem antrópica) constantes, extensas e intensas, a vegetação original e o banco de sementes podem ser totalmente destruídos. Nestes casos, a germinação e a rebrota são muito prejudicados, resultando em processo de regeneração muito lento ou até inexistente (GANDOLFI *et al.*, 1995).

A perturbação contínua de uma área pode levar ao esgotamento progressivo do banco de sementes, tornando o local com restrições para regenerar na primeira fase da sucessão (KAGEYAMA *et al.*, 1989). Fatores que limitam a regeneração florestal natural e o estabelecimento de árvores são considerados barreiras (NEPSTAD *et al.*, 1998).

O termo regeneração natural é muito amplo e definido de modo diferente por vários autores, podendo indicar um processo pelo qual a floresta perturbada atinge características da floresta madura (abordagem dinâmica), como em Klein (1980) e Saldarriaga & Uhl (1991), ou simplesmente uma categoria de tamanho ou idades das árvores (abordagem estática). Neste segundo enfoque, Poggiani *et al.* (1996) definem regeneração natural como o conjunto de indivíduos de espécies arbóreas em estágio inicial de desenvolvimento em uma floresta, abrangendo desde mudas recém germinadas até árvores juvenis. Finol e Lamprecht (1990) consideram como regeneração natural os indivíduos com altura igual ou superior a 30 cm e com DAP de até 10 cm. Para Volpato (1994) regeneração natural são todos os indivíduos com DAP inferior a 5 cm.

Para Inoue (1979), o conceito de regeneração natural, no seu sentido restrito, compreende o processo autógeno de perpetuação de suas espécies arbóreas. Já com relação ao sentido técnico, esse mesmo autor a define como uma forma de reconstruir ou perpetuar povoamentos florestais pela disseminação natural de sementes e da produção vegetativa autógena.

Na literatura é possível encontrar uma grande quantidade de pesquisas sobre a regeneração natural, e que são realizadas com os diversos intuitos. Segundo Botelho e

Davide (2002), o uso da regeneração natural como método de recuperação da vegetação, ao exigir menos mão-de-obra e insumos, se comparado à operação de plantio, pode reduzir significativamente o custo de estabelecimento da vegetação arbórea em áreas antropizadas. Para Martins e Rodrigues (2002) a caracterização florística e estrutural da regeneração natural em florestas tropicais e suas alterações ao longo do processo de sucessão secundária são importantes para a definição de estratégias de manejo e conservação dos fragmentos remanescentes. Oliveira (1995) relata que os estudos de regeneração são fundamentais para o manejo pelo fato de permitirem a compreensão dos mecanismos da composição florística, constituindo uma ferramenta essencial para aumentar a densidade das espécies desejadas e a qualidade da composição florestal.

O fato de existir uma variedade de definições sobre o conceito de regeneração natural influencia nas metodologias utilizadas. A tabela 1 demonstra esse fato, onde observam – se os diferentes critérios de inclusão, tamanhos e tipos de parcelas. A escolha do método amostral dependerá do objetivo de trabalho, entretanto não existe um consenso entre os pesquisadores qual metodologia é mais adequada para cada tipo de estudo.

Tabela 1: Exemplos de critérios de inclusão e tamanho da parcela utilizada em levantamentos de regeneração natural

Critério de Inclusão	Tamanho da parcela	Autor (es)
DAP < 5 cm	2 x 30 m	Souza, <i>et al</i> (2000)
Diâmetro à altura do solo (DAS) \geq 3 mm,	5 x 5 m	Brandão, <i>et al</i> (2007)
4 classes de altura : 1 e 0,10 a 0,29 cm; 2 0,30 a 1,49cm; 3, 1,5 a 3 m, 4 altura > 3 e diâmetro ao nível do solo < 3 cm	2 x 20 m	Pereira, <i>et al</i> (2001)
0,3 a 2,0 m de altura.	17,6 m ² (parcelas circulares	Vieira e Gandolfi (2006)

Tabela 1 contin...

Critério de Inclusão	Tamanho da parcela	Autor (es)
Altura total maior ou igual a 10cm até 3,0m e diâmetro à altura do peito (DAP) menor que 10cm	1 x 1 m	Lima Filho <i>et al</i> (2002)
Altura \geq 1,30 m, circunferência mínima de 3,0 cm, até o máximo de 30,0 cm.	10 x 10 m	Narvaes (2004)
Altura \geq que 1 m	5 m x 5 m.	Cheung <i>et al</i> , (2009)
Altura > 0,10 m e DAP < 5 cm	5x5 m	Ferreira <i>et al</i> (2009)
Altura entre 0,50 m e 1,30 m	2x 10 m	Silva Júnior <i>et al</i> (2004)

Wedy (2007) relata que os trabalhos publicados sobre regeneração diferem quanto ao emprego de metodologias e abordagens, especificamente em número e forma das unidades amostrais e classes de tamanho. Para Rodrigues (1999), a regeneração natural pode ser avaliada por meio de um levantamento florístico e ou estrutural (densidade, dominância e frequência por espécie) de plântulas ou de indivíduos jovens, usando-se qualquer método fitossociológico

A maioria dos remanescentes de florestas estacionais semidecíduas são matas secundárias oriundas de regeneração natural. Fica claro, nesse caso, que a compreensão da regeneração e da dinâmica das espécies arbóreas desse ecossistema é de fundamental importância para o desenvolvimento de técnicas de manejo adequadas para a manutenção da diversidade florística dessas áreas. (MARANGON, 2008)

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Local de Estudo

A pesquisa foi realizada na Fazenda Rio Claro (Figura 1A) (22° 27' S, 48° 57' W), com uma área total de 21.854 ha, no município de Lençóis Paulista, de propriedade da Duratex Florestal S.A. (Duraflora). A fazenda localiza-se a 570 m de altitude, possui uma cobertura vegetal natural de aproximadamente quatro mil ha, sendo os tipos fisionômicos compostos de: 1,6 mil ha de mata, 1,15 mil ha de várzea, 560 ha de vegetação campestre, 440 ha de cerradão, 20 ha de cerrado e 22 ha de capoeira (DURAFLOA ,1999).

As parcelas foram instaladas na no fragmento mais relevante, transformado recentemente em uma Reserva Particular do Patrimônio Natural estadual (RPPN “OLAVO EGYDIO SETÚBAL”) (Figura 1), que também era conhecida como “Reserva do Matão” e “Reserva do Rincão”.

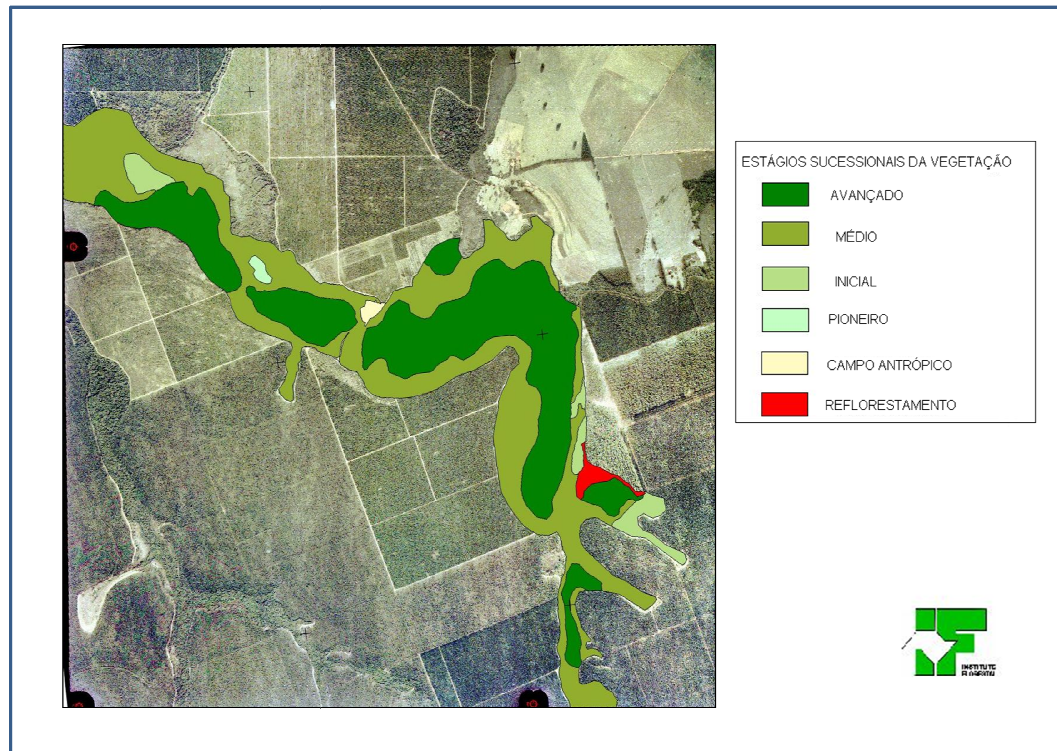


Figura 1 - Mapa de vegetação baseado em Foto aérea da reserva Olavo Egídio Setúbal, com estratificação dos estádios sucessionais da vegetação.

A reserva, com 615,50 ha de área, é considerada como uma das mais ricas reservas de floresta nativa do interior do Estado de São Paulo, por abrigar espécies de alto valor para a conservação da biodiversidade, estando protegida desde a compra da fazenda Rio Claro pela empresa em 1970 (DURATEX,2010).

A reserva apresentou um grande histórico de perturbações: extração de madeira (principalmente peroba, *Aspidosperma polyneuron*) até o começo da década de 70, além de vários relatos de incêndios, desmatamentos que cederam lugar para agricultura e pecuária e cujas áreas foram posteriormente abandonadas.

Mais recentemente, parte da reserva sofreu o efeito da passagem de um tornado (Figura 2). A ocorrência foi datada em 25 de maio de 2004 (HELD *et al.*, 2005; ANTONIO *et al.*, 2005). As observações dos dados dos sistemas de radar Doppler de Bauru detectaram que o tornado de Lençóis Paulista permaneceu no solo por 16 minutos, atingindo velocidades entre 180 e 251 km/h. (ANTONIO *et al.*, 2005).

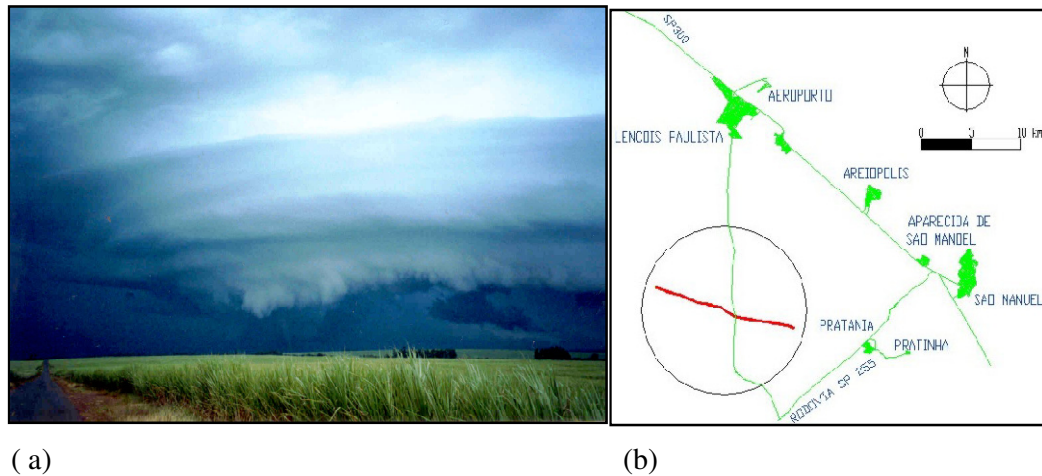


Figura 2 - (a) Nuvem giratória com o cone do tornado tocando o chão. (b) Mapa da região de Lençóis Paulista. A linha contínua ao sul, com cerca de 15 km de extensão, representa a trilha do tornado. Fonte: Antonio *et al.* (2005).

As modificações geradas ao longo do tempo criaram diferentes ambientes dentro da reserva, onde pode-se observar trechos mais conservados com três estratos bem definidos, árvores do dossel com até cerca de 25m de altura, e também áreas em processo de regeneração, com presença de gramíneas, cipós e lianas em abundância e pouca estratificação do dossel.

3.2 Amostragem e alocação das parcelas permanentes

Pelo fato da Reserva apresentar ambientes heterogêneos, com distintos regimes de distúrbio registrados e variações na estrutura florestal, optou-se pela realização de amostragem estratificada. A área total alocada foi de três ha, sendo estes divididos em três áreas de um ha (100 x 100 m) para as seguintes situações : A: área que sofreu efeito da passagem do tornado em 2004 –“ÁREA A”(Figuras 2 e 3), B: trecho de mata com menor grau de interferência antrópica –“ÁREA B” (Figura 4) ; C: área que sofreu extração seletiva de madeira até o começo da década de 1970 – “ÁREA C” (Figura 5 e 6). Foram utilizadas balizas, bússola e estacas para demarcação das parcelas permanentes. Cada área amostral é composta por uma grade de 100 parcelas de 10 x 10 m.



Figura 3- Efeitos da passagem do tornado : observa – se o sistema radicular de uma árvore que sofreu queda, e troncos caídos no interior das parcelas.



Figura 4 - Aspecto da grande quantidade de cipós e bambus no local que sofreu os efeitos do tornado.



Figura 5 - Vista do interior da floresta na área com maior grau de conservação, observa-se a divisão em estratos, grande quantidade de árvores dominantes do dossel .



Figura 6 -Sinais evidentes de extração de peroba-rosa, observam-se “tocos” (a) e toras (b) deixados no interior da floresta.



Figura 7 - Local de uma clareira natural no trecho da floresta onde houve extração de madeira.

3.3 Levantamento Fitossociológico

Na realização do levantamento fitossociológico foram sorteadas 50 parcelas de 10 x 10 m em cada hectare demarcado. Foram incluídos os indivíduos com altura de caule maior ou igual a 1,30 m, para os quais foram levantados os seus dados de diâmetro a altura do peito (DAP), altura de fuste e altura total, sendo estes marcados com placas de metal com intuito de medições posteriores.

Para a medição dos diâmetros foram utilizados suta de precisão e paquímetro; a altura foi estimada com o auxílio de uma vara graduada.

Os parâmetros fitossociológicos foram calculados para cada uma das três áreas amostrais: densidade absoluta, densidade relativa, frequência absoluta, frequência relativa, dominância absoluta, dominância relativa, e a partir dessas o valor de cobertura, valor de importância. (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974; MARTINS, 1991); o programa Mata Nativa ® foi utilizado no cálculo desses parâmetros. O sistema de classificação botânica utilizado foi o APG II (SOUZA & LORENZI, 2005).

Foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e a equidade de Pielou (J); bem como o índice α de Fisher (MAGURRAN, 2004), todos cálculos foram realizados no programa PAST. A comparação de riqueza entre os locais de estudo foi realizada com base nas curvas de rarefação (método de “bootstrap”), também através do programa PAST.

Os padrões de dominância entre as espécies de cada área amostral foram comparadas através de curvas de abundância “ranqueada” de espécies, utilizando-se o diagrama de Whittaker (MAGURRAN, 2004). A riqueza para uma amostra de igual tamanho foi corrigida através do índice α de Fisher de acordo com Berry (2002).

A distribuição diamétrica foi realizada para a espécie com maior valor de importância de cada área, mais *Aspidosperma polyneuron*, devido ao histórico de extração desta espécie na Reserva. O número de classes de diâmetro foi calculado segundo Spiegel (1974), para minimizar o número de classes sem representação.

3.4 Regeneração Natural

Foram realizados dois tipos de análise de regeneração natural, o primeiro para caracterizar cada local de estudo e o segundo para verificar a preferência das espécies por ambiente de clareira ou de dossel fechado.

Na análise da regeneração de cada área amostral foram utilizadas as mesmas parcelas sorteadas para o levantamento fitossociológico; entretanto a coleta de dados realizou-se em três subparcelas de 1 x 10 m dentro de cada parcela (Figura 8). No total foram amostradas 150 subparcelas de cada local estudado. Nas subparcelas foram quantificados os indivíduos e identificadas todas as espécies lenhosas, sendo divididos em duas classes de tamanho: a primeira com indivíduos < 50 cm de altura e a segunda com os indivíduos ≥ 50 cm de altura e < 1,30 m de altura.

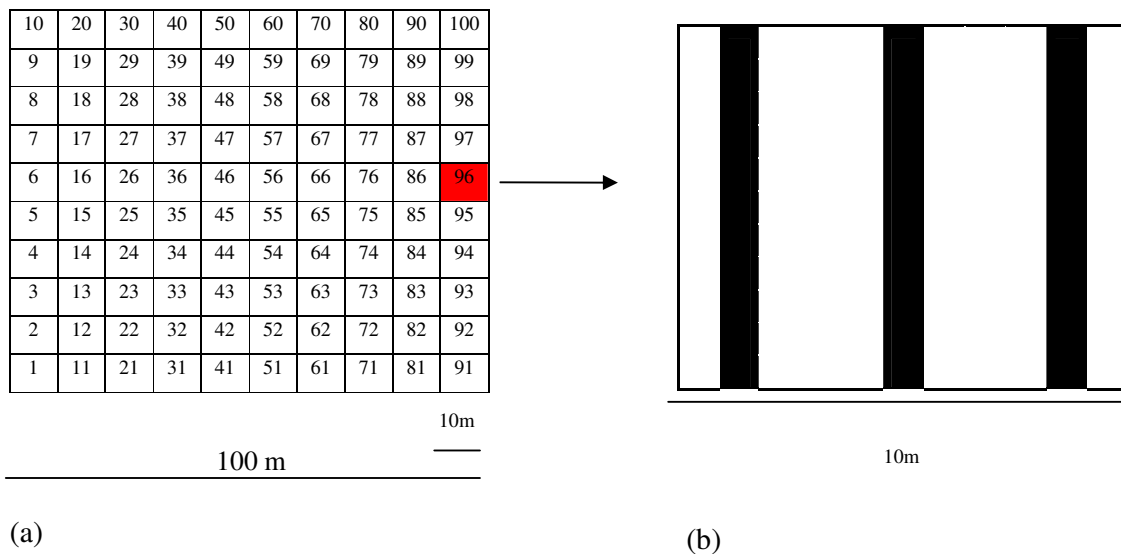


Figura 8 - (a) Disposição da grade das parcelas, com uma em destaque. (b) As faixas em preto representam as subparcelas de 1 x 10 m onde realizou-se o levantamento da regeneração natural.



Figura 9- Levantamento da regeneração natural no interior da floresta; a fita métrica indica a faixa estudada na parcela

Os parâmetros fitossociológicos foram calculados para cada uma das três áreas amostrais: densidade absoluta, densidade relativa, frequência absoluta, frequência relativa, (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974; MARTINS, 1991); o programa Mata Nativas® foi utilizado no cálculo desses parâmetros. O sistema de classificação botânica utilizado foi o APG II (SOUZA & LORENZI, 2005). Foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e a equidade de Pielou (J); bem como o índice α de Fisher (MAGURRAN, 2004), todos cálculos foram realizados no programa PAST®. A comparação de riqueza entre os locais de estudo foi realizada com base nas curvas de rarefação (método de “bootstrap”) também no programa PAST.

Os padrões de dominância entre as espécies de cada área amostral foram comparadas através de curvas de abundância “ranqueada” de espécies, utilizando-se o diagrama de Whittaker (MAGURRAN, 2004). A riqueza para uma amostra de igual tamanho foi corrigida através do índice α de Fisher de acordo com Berry (2002).

Na análise da regeneração em clareiras e dossel cada subparcela (1 x 10m) foi classificada como compreendendo área de clareira (definição de Brokaw, 1982) ou sob dossel fechado. Quando a parcela apresentou os dois ambientes, foi considerado o ambiente que dominava nessa parcela, ou seja mais que 50%. Os dados coletados e os parâmetros calculados foram os mesmos que os para regeneração das áreas entretanto comparando os ambientes de clareira e dossel. Para verificar a preferência das espécies por ambiente de clareira ou dossel foi realizado o “teste t para amostras independentes,” usando o software Statistica. ®

3.5 Caracterização do estágio sucessional das espécies

As espécies encontradas foram classificadas em grupos ecológicos de acordo com os critérios propostos por Martinez-Ramos (1985), sendo resumidas em três categorias :

- (1) Espécies pioneiras: necessitam de clareiras grandes para a germinação de suas sementes. As mudas apresentam crescimento rápido e produção precoce de sementes. Corresponde aproximadamente às pioneiras e secundárias iniciais da classificação de Budowski (1965).
- (2) Espécies nômades: grupo bastante heterogêneo; engloba as espécies construtoras do dossel da floresta, que apresentam ciclo de vida longo (geralmente >100 anos). Definidas como espécies que “buscam” pela luz, são beneficiadas pela abertura de clareiras em alguma fase de seu ciclo de vida. Corresponde às secundárias tardias e clímax de acordo com a classificação de Budowski (1965).
- (3) Espécies tolerantes: típicas do sub-bosque e subdossel da floresta, podem completar todo o seu ciclo de vida no interior da floresta e não atingem o dossel. Este grupo não foi considerado na classificação de Budowski (1965), fazendo parte geralmente do grupo das tardias e climácicas nesta e em outras classificações.
- (4) Para a categorização das espécies buscaram-se informações sobre seu ciclo de vida na literatura, bem como uma correspondência com a classificação em grupos ecológicos de outros autores (TABARELLI, 1992; GANDOLFI *et al.* ,1995) com base em critérios sucessionais.

3.6. Análise das síndromes de dispersão

As espécies amostradas tanto no estrato arbóreo como no regenerante foram classificadas quanto à sua síndrome de dispersão de sementes, segundo os critérios e categorias propostas por Van der Pijl (1982), sendo reunidas em três grupos básicos: (1) espécies anemocóricas, que apresentam adaptações morfológicas que facilitam a sua dispersão pelo vento; (2) zoocóricas, que possuem características morfológicas associadas com a dispersão por animais e (3) autocóricas ou barocóricas que apresentam mecanismos de autodispersão ou pela gravidade.

3.7 Monitoramento do meio físico

As variáveis microclimáticas foram coletadas em pares de parcelas com clareira e dossel fechado, durante três dias seguidos, em quatro períodos no ano, nos três locais de estudo. Foram estudadas as variáveis: temperatura superficial do solo (a 5 cm de profundidade) e do ar (atual, máxima e mínima diária); umidade relativa do ar (atual, máxima e mínima diária), intensidade relativa de luz .

A umidade relativa do ar, temperatura do ar e do solo, a velocidade do vento, e a intensidade de luz foram medidas três vezes ao dia, entre 8:00-9:00, 11:30-12:30 novamente entre 14:00-15:00 horas. As médias diárias foram computadas. Para a estimativa da intensidade relativa de luz foram feitas medições simultâneas dentro e fora da floresta, e a razão entre elas computada. As máximas absolutas foram coletadas no período da tarde e as mínimas foram coletadas no período da manhã, no mesmo horário.

Os dados das variáveis microclimáticas foram trabalhados de duas formas; a primeira comparando as três áreas de estudo, sem diferenciar ambientes de clareira ou dossel; foram tiradas as médias das medições realizadas em cada estação do ano. O outro tipo de análise comparou as médias dos parâmetros nos ambientes de clareira e sob dossel fechado, em cada uma das áreas e nas três áreas como um todo.

As variáveis microclimáticas foram trabalhadas no software Statistica.® através da análise de variância, para verificar tanto as diferenças entre áreas nos ambientes de clareira e dossel. Utilizou-se transformação de dados quando necessário.



Figura 10 - Equipamentos utilizados na medição do microclima : a) luxímetro digital (intensidade luminosa); b) termômetro de solo (temperatura do solo); c) termohigrômetro digital (temperatura e umidade do ar), protegido por uma caixa com telhado de madeira.

4. Resultados e discussão

4. 1: Comparação da estrutura fitossociológica do estrato arbóreo e da regeneração natural entre as três áreas de estudo

4.1.1 Estrutura fitossociológica e composição florística

Nas três áreas de estudo (1,5 ha de área amostral total) foram amostrados 10570 indivíduos, distribuídos em 131 espécies de 44 famílias (Tabela 2), sendo que apenas uma morfoespécie não foi identificada até no mínimo o nível de família. Fabaceae apresentou a maior porcentagem de espécies (14%), seguida de Myrtaceae (12%), Rubiaceae e Rutaceae (Figura 11a)

A porcentagem de espécies por família foi semelhante nas três áreas, com predominância da famílias Fabaceae , Myrtaceae, Rubiaceae, Rutaceae e Meliaceae (Figura 11, b,c,d). A predominância dessas famílias foi observada em vários fragmentos de floresta estacional semidecidual do Estado de São Paulo (FONSECA & RODRIGUES, 2000; CASSOLA, 2008; MARCONDELLI, 2010).

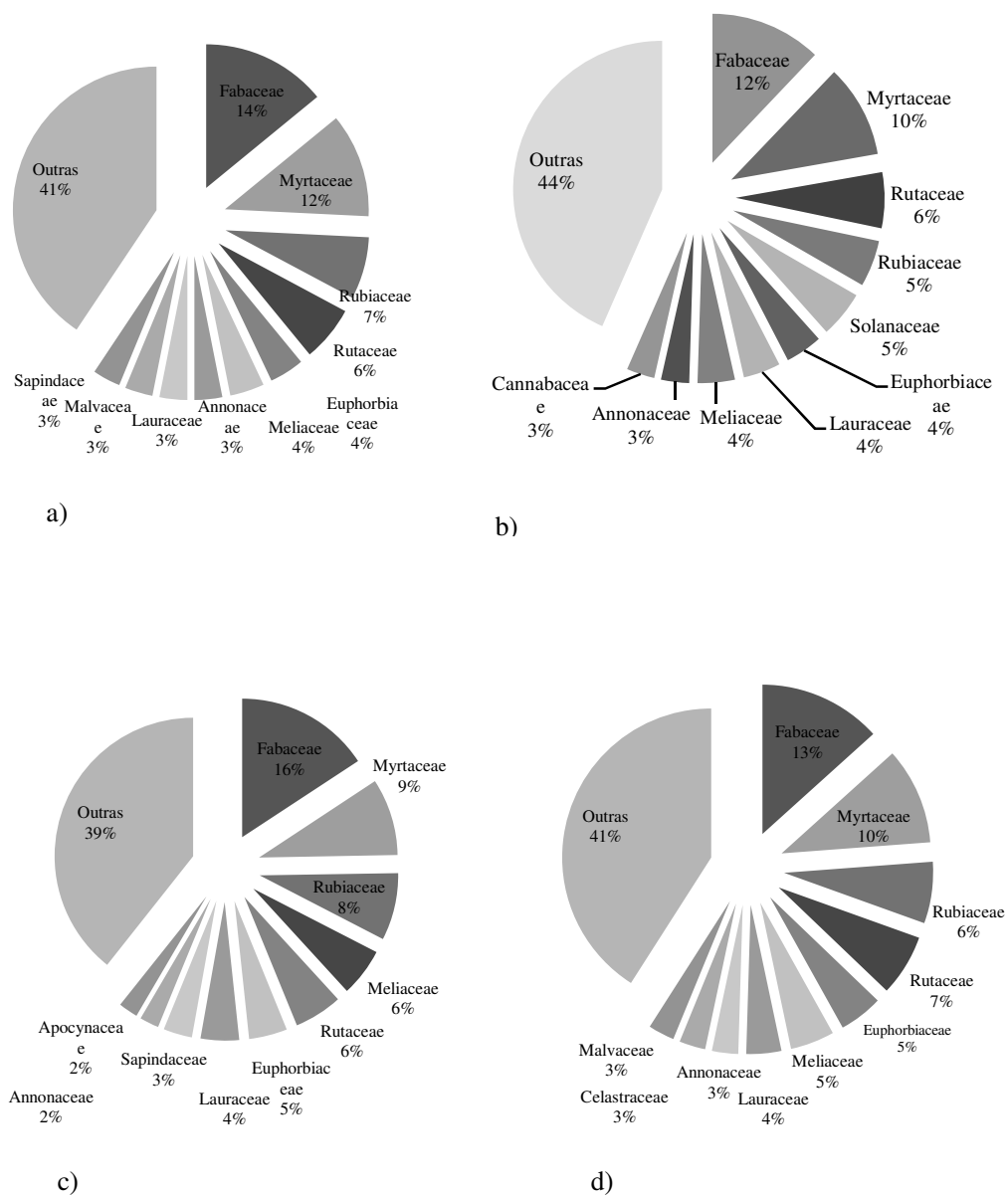


Figura 11 - Porcentagem das 10 famílias com maior riqueza de espécies das três áreas como um todo (a) e por local de estudo: (b) - Área A- (efeito do tornado) - (c) Área B (menor grau de distúrbio) - (d) Área C (extração seletiva de madeira).

Tabela 2 - Composição florística das três áreas de estudo em uma área amostral de 1,5 ha. Classe 1, DAP \geq 5cm; Classe 2: altura \geq 1,30 m e DAP < 5cm, N = espécies nômades; P = espécies pioneiras; T = espécies tolerantes. Síndromes: anemo = anemocórica; zoo = zoocórica; auto = autocórica. A = área A- (efeito do tornado); B = área B (menor grau de distúrbio); C = área C (extração seletiva de madeira)

Família/Espécie	Nome popular	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Anarcadiaceae									
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	guaritá	N	anemo	x	x	x	x	x	x
Annonaceae									
<i>Annona cacans</i> Warm	araticum- cagão	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Rollinea</i> sp	araticum	N	zoo	x			x		
<i>Dugetia lanceolata</i> A. St.-Hil	pindaíba	N	zoo	x	x	x		x	x
<i>Xlopia brasiliensis</i> (L.) Spreng	pindaíba- preta	N	zoo						x
Apocynaceae									
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll Arg.	peroba- rosa	N	anemo	x	x	x	x	x	x
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll Arg.	guatambu	N	anemo	x	x	x	x	x	x
Araliaceae									
<i>Dendropanax</i> sp	mandiocão	N	zoo		x				
Arecaceae									
<i>Syragus romanzoffiana</i> (Cham.) Gl.	jerivá	N	zoo	x		x			x
Asteraceae									
<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch. Bip.) Baker	vassourão	P	anemo	x			x	x	x
<i>Piptocarpha</i> sp	vassourão	P	anemo	x			x		

Tabela 2 contin...

Família/Espécie	Nome popular	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Bignoniaceae									
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham	caroba	N	ZOO	X			X		
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	ipê -felpudo	N	ZOO			X		X	
Boraginaceae									
<i>Cordia ecalyculata</i> Cham.	baba- de -boi	N	ZOO	X		X	X	X	
<i>Patagonula americana</i> L.	guajuvira	N	ZOO	X	X	X	X		X
Cannabaceae									
<i>Celtis fluminesis</i> Carauta	grão -de -galo	P	ZOO	X			X		X
<i>Celtis</i> sp	celtis - liso	P	ZOO	X	X	X	X	X	X
<i>Trema micrantha</i> (L.)	pau -pólvora	P	ZOO	X					
Caricaceae									
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	jaracatiá	N	ZOO	X		X	X	X	X
Celastraceae									
<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	espinheira -santa	T	ZOO				X		X
<i>Maytenus robusta</i> Reiiisek	cafezão - graúdo	T	ZOO			X	X		X
<i>Maytenus</i> sp	cafezão - miúdo	T	ZOO		X		X	X	X
Ebenaceae									
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	caqui - da - mata	T	ZOO					X	
Elaeocarpaceae									
<i>Sloanea monosperma</i> Vell	gindiba	N	ZOO	X	X	X	X		X

Tabela 2 contin...

Família/Espécie	Nome popular	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Euphorbiaceae									
<i>Actinostemon concepcionis</i> (Chodat. & Hassl.) Hochr	cafezinho	T	auto	x	x	x	x	x	x
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng) Mull. Arg.	sebastião	T	auto	x	x	x	x	x	x
<i>Alchornea glandulosa</i> Poeep	tapiá	P	zoo	x		x	x	x	
<i>Croton floribundus</i> Spreng	capixingui	P	auto	x	x	x	x	x	x
Fabaceae - Caesalpinioideae									
<i>Cassia ferruginea</i> (Scharader) ex DC.	cássia	N	auto	x		x			
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	alecrim - de - campinas	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub	canafístula	N	anemo	x			x	x	
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	jatobá	N	zoo				x		x
Fabaceae - Faboideae									
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	araribá	N	anemo		x			x	
<i>Exostyles godoyensis</i> Soares-Silva & Mansano	serrilhada	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl	embira - de - sapo	N	anemo	x	x	x	x		x
<i>Machaerium brasiliensis</i> Vog	sapuva	N	anemo					x	x
<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	caviúna	N	anemo						x
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vog.	sapuvinha	N	anemo	x	x	x	x	x	

Tabela 2 contin...

Família/Espécie	Nome popular	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Fabaceae – Faboideae									
<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	cabreúva	N	anemo		x				
Fabaceae - Mimosoideae									
<i>Acacia polyphylla</i> A.DC	monjoleiro	N	anemo	x	x	x	x	x	x
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong.	tamboril	N	zoo	x					
<i>Inga marginata</i> Wild	ingá - liso	N	zoo	x		x	x	x	x
<i>Inga striata</i> Benth	ingá - piloso	N	zoo			x		x	x
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	angico	N	auto	x	x	x	x	x	
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	pau - jacaré	N	auto	x	x	x	x	x	x
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brennan	angico- branco	N	auto			x			
Icacinaceae									
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A Howard	falso- mate	N	zoo	x	x	x			
Inderminada 1	falso - cafezinho		inder				x		x
Lamiaceae									
<i>Aegiphylla sellowiana</i> Cham	tamanqueira	P	zoo						x
<i>Vitex montevidensis</i> cham	tarumã	N	zoo						
Lauraceae									
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	canela -amarela	N	zoo	x	x	x	x		x

Tabela 2 contin...

Família/Espécie	Nome popular	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Lauraceae									
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	canelinha	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Ocotea</i> sp	canela -sassafrás	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Lauraceae</i> sp1	canela - verde	N	zoo		x	x	x	x	
Lecytidaceae									
<i>Cariniana estrelensis</i> (Raddi) Kuntze.	jequitibá	N	anemo		x			x	x
<i>Strychnos brasilienses</i> Mart.	salta - martim	T	zoo				x	x	x
Malvaceae									
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St. -Hil.) Dawson.	paineira	N	anemo	x	x			x	
<i>Christiana macrodon</i> Toledo	cristiana	T	auto						x
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam	mutambo	P	zoo						x
Melastomataceae									
<i>Miconia hynenonervia</i> (Raddi) Cogn	miconia	T	zoo			x	x	x	x
<i>Miconia pusiliiflora</i> (DC.) Naudin	miconia	T	zoo			x	x	x	
Meliaceae									
<i>Cabralea canjerana</i> Vell	canjarana	N	zoo	x		x		x	x
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro	N	anemo	x	x	x	x	x	x
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	catiguá	T	zoo	x	x	x	x	x	x

Tabela 2 contin...

Família/Espécie	Nome popular	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Meliaceae									
<i>Trichilia clausenii</i> C. DC	catiguá - vermelho	T	ZOO	X	X	X	X	X	X
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	pau - ervilha	T	ZOO	X	X		X	X	X
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	baga -de - morcego	T	ZOO		X			X	
		T							
Monimiaceae									
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	orelha-de-onça	T	ZOO	X	X			X	X
Moraceae									
<i>Soroceae blompanii</i> (Baill.) Burger, Lanjow & Boer	chincho	T	ZOO						X
Myrsinaceae									
<i>Rapanea lancifolia</i> (Mart.) Mez	capororoca -miúda	T	ZOO				X		
<i>Rapanea umbelata</i> (Mart.) Mez	capororoca	N	ZOO						X
Myrtaceae									
<i>Campomanesia</i> <i>gazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	gabirola - pilosa	N	ZOO	X			X		X
<i>Campomanesia</i> <i>xanthocarpa</i> O. Berg	gabirola- lisa	N	ZOO	X	X	X	X	X	X
<i>Campomanesia</i> sp	gabirola	N					X		
<i>Eugenia blatantha</i> (O. Berg) D. Legrand	grumixama - miúda	T	ZOO	X			X	X	X
<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitanga	T	ZOO				X		
<i>Gomidesia</i> sp	myrtaceae-do- cerrado	T	ZOO						X

Tabela 2 contin...

Família/Espécie	Nome popular	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Myrtaceae									
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	guabiju	T	zoo					x	
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West. ex Willd). O. Berg	cambuí	T	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	piúna -preta	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Plinia trunciflora</i> (O. Berg) Kauesel	jabuticaba	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Myrtaceae</i> sp1		T	zoo				x		
<i>Myrtaceae</i> sp2	casca-vermelha	T	zoo	x				x	
<i>Myrtaceae</i> sp3	cascuda	T	zoo	x	x	x	x		x
<i>Myrtaceae</i> sp4	gema - vermelha	T	zoo				x		x x
<i>Myrtaceae</i> sp5	myrtaceae	T	zoo				x		x
Nyctaginaceae									
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	maria - mole	N	zoo	x	x	x	x	x	x
Opiliaceae									
<i>Agonandra exelsa</i> Griseb	amarelão	N	zoo	x	x	x			x
Phyllanthaceae									
<i>Margaritalia nobilis</i> L.f	figueirinha	N	auto						x
<i>Savia dyctiocarpa</i> Mull. Arg.	guaraiúva	N	auto	x	x		x	x	x
<i>Seguieria floribunda</i> Benth.	limão-bravo	N	auto	x	x	x	x	x	x
Picramniaceae									
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch	fruto - de- pombo	T	zoo		x	x	x	x	x

Família/Espécie	Nome popular	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Piperaceae									
<i>Piper amalago</i> L.	pimenta-de-macaco	P	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Piper</i> sp1	pimenta-de-macaco	P	zoo				x	x	x
Polygonaceae									
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	pau - formiga	N	zoo	x	x	x	x	x	x
Proteaceae									
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	carne- de vaca	D	anemo			x	x	x	x
Rhamminaceae									
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	saguaraji -amarelo	D	zoo			x			x
<i>Rhamnidium elaecarpum</i> Reissek	saguaragi	D	zoo	x		x	x	x	x
Rubiaceae									
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum	quina	T	anemo			x			x
<i>Faramea</i> sp	rubiaceae 4		zoo	x	x		x	x	x
<i>Ixora venulosa</i> Benth	ixora	T	zoo					x	
<i>Psychotria</i> sp1	psychotria	T	zoo					x	x
<i>Psychotria</i> sp2	psychotria	T	zoo				x	x	x
<i>Psychotria</i> sp3	psychotria	T	zoo	x			x	x	x
<i>Randia armata</i> DC.	espora- de- galo	T	anemo				x		x
Rutaceae									
<i>Angostura pentandra</i> (St. Hill.) Alb	laranjinha	T	auto	x	x	x	x	x	x
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl	pau- marfim	N	anemo	x	x	x	x	x	x
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	pau- de- cotia	N	auto			x	x		x

Tabela 2 contin...

Família/Espécie	Nome popular	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Rutaceae									
<i>Metrodorea nigra</i> A. St. -Hill	carrapateira	T	auto	x	x	x	x	x	x
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem	jaborandi -composto	T	auto				x	x	
<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A. St. -Hill	jaborandi-simples	T	auto	x	x	x	x	x	x
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	mamica-de-porca	P	zoo			x			
<i>Zanthoxylum</i> sp	mamica-de-porca	P	zoo						x
Salicaceae									
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq	pau-espeto	N	zoo	x	x	x			
<i>Casearia sylvestris</i> Spreng	guaçatonga	P	zoo	x	x	x	x		x
<i>Casearia</i> sp	falso- pau-espeto	N	zoo			x			x
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	guaipá	T	zoo	x	x	x	x		x
Sapindaceae									
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hill) Radlk	chal-chal	P	zoo	x	x		x	x	
<i>Cupania vernalis</i> Camess.	camboatã	N	zoo			x	x		x
<i>Cupania</i> sp	camboatã	T	zoo		x		x		x
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	maria-preta	N	anemo					x	x
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mar.& Eichler) Engl.	guatambu-branco	N	zoo	x	x	x	x	x	x
Solanaceae									
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	folha de prata	P	zoo			x	x	x	x

Tabela 2 contin...

Família/Espécie	Nome popular	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Solanaceae									
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St. - Hill	joá	P	zoo	x					
<i>Solanum</i> sp1	joá	P	zoo	x			x	x	
<i>Solanum</i> sp2	joá-cheiroso	P	zoo				x		
<i>Solanum</i> sp3	joá-espinhento	P	zoo				x		
Urticaceae									
<i>Cecropia pachstachya</i> Trécul	embaúba	P	zoo				x		
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	urtigão	P	zoo	x			x	x	x
Violaceae									
<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A.St.-Hil.) Taub	canela-de-veado	T	zoo				x	x	x

A similaridade florística entre as três áreas foi a mesma ao se comparar pares de locais entre si, tanto pelo índice de Sørensen (0,78) quanto pelo de Jaccard (0,64). Considerando o procedimento de KENT e COKER (1992) que trata valores iguais ou superiores a 0,5 como altos, pode-se afirmar que as três áreas de estudo apresentaram alta semelhança florística. Neves (2007) também comparou a similaridade florística em diferentes transectos de um mesmo fragmento, encontrando valores superiores a 0,5. Entretanto, estes índices levam em conta apenas a presença e ausência das espécies, e não sua abundância em cada área.

A área C apresentou a maior proporção de espécies exclusivas, sendo 14,9 %; a área A apresentou a segunda maior proporção, 10,6 %, seguida de B com apenas 6,06%. As diferenças entre as áreas podem estar refletindo mudanças na composição por conta de especialização e generalização de nichos de regeneração em função dos distúrbios sofridos, além da própria heterogeneidade da floresta.

A maioria das espécies presentes nas três áreas (Tabela 2) são características da floresta estacional semidecidual, conforme citado por Rodrigues (1999b), dentre as quais se destacam *Aspidosperma ramiflorum* Müll Arg., *Aspidosperma polyneuron* Müll Arg, *Cariniana estrelensis* (Raddi) Kuntze. Entretanto algumas espécies presentes na área C são características de cerrado, como *Xylopia brasiliensis* (L.) Spreng e outras de áreas de transição, como *Zeyheria tuberculosa* (Vell.) Bureau, (SANTIN, 1999). Na área C, as parcelas amostrais estão próximas a um trecho que foi classificado fisionomicamente como cerradão por Carpanezzi (1975).

Nota-se que o número de espécies foi sempre maior no sub-bosque (estrato entre 1,30 de altura e 5 cm de DAP, Tabela 3). A área C apresentou a maior riqueza, seguido dos locais A e B; entretanto para os indivíduos com $DAP \geq 5m$, o local A somou o maior número de espécies, seguido de C e B. Das 94 espécies que ocorreram no sub-bosque da área C, apenas 72 foram encontradas no subdossel e dossel da floresta ($DAP \geq 5m$) ou seja, 22 ficaram restritas apenas ao sub-bosque.

A comparação dos índices de diversidade entre os locais de estudo demonstrou os maiores valores na área que sofreu com a passagem do tornado, independente da classe de tamanho considerada (Tabela 3). O índice de Shannon-Wiener foi maior nas área C em comparação com a B, também para as duas classes. Nota-se que a equidade também foi superior na área A, assim como o índice α de Fisher.

Os maiores valores sempre ocorreram na classe 2, fato justificado pela grande quantidade de indivíduos presentes na classe 1, muitas vezes de uma única espécie. A amostragem utilizada nesse trabalho foi a mesma realizada por Cassola (2008); entretanto os valores de diversidade (H' e J) foram semelhantes apenas para indivíduos com $DAP \geq 5$ cm, nas demais classes do presente estudo, os valores foram inferiores pra os índices em questão quando comparado com os de Cassola. Devido à diferença de número total de indivíduos amostrados entre as três áreas amostrais (principalmente a C), a riqueza esperada foi ajustada igualando-se o número de indivíduos (para 2000 indivíduos) com base no índice α de Fisher. Este valor corrigido indicou também uma maior riqueza de espécies para a área que sofreu a passagem de tornado, seguida da área com extração de madeira e por último a conservada, quando se consideram as duas classes de tamanho separadamente. Para todos os indivíduos com $DAP \geq 1,30$ m em conjunto, a maior riqueza de espécies foi da área C (com extração) (Tabela 3). Isso é um indicador que os distúrbios são importantes na manutenção da riqueza de espécies da comunidade, conforme (PICKET

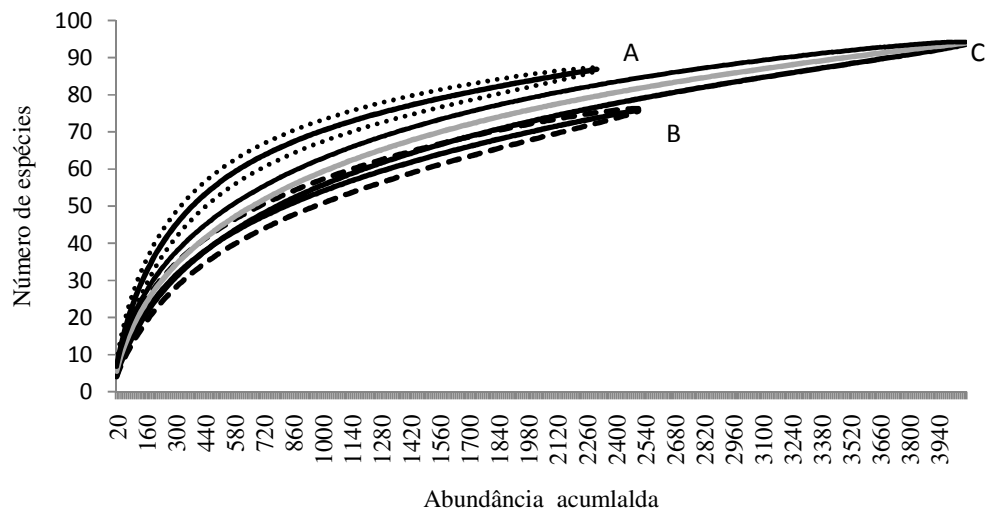
& WHITE, 1985), mas que distúrbios de grande intensidade (no caso o tornado) podem diminuir o tamanho da população de regenerantes.

Tabela 3 : Distribuição do número de indivíduos , espécies e índices de diversidade para indivíduos com altura > 1,30 m e divididos em duas classes de tamanho. A = área A- (efeito do tornado) ; B = área B (menor grau de distúrbio) ; C = área C (extração seletiva de madeira).

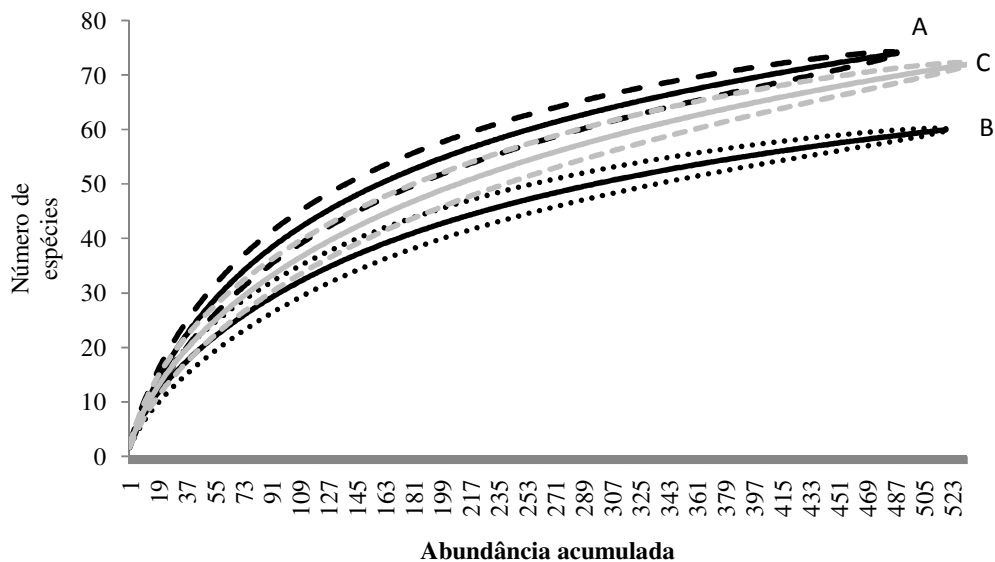
	Local		
	A	B	C
<hr/> ≥ 1,30 m e DAP < 5cm <hr/>			
Número de Espécies	87	76	94
S* ₂₀₀₀	84	73	82
Número de indivíduos	2345	2538	4142
Área Basal (m ²)	0,82	1,07	1,32
H'	2,62	2,15	2,27
J	0,58	0,498	0,50
α	17,85	14,78	17,17
<hr/> DAP ≥ 5 cm <hr/>			
Numero de Espécies	74	60	72
S* ₂₀₀₀	107	83	101
Número de indivíduos	490	521	534
Área Basal (m ²)	11,5	15,79	15,68
H'	3,51	3,02	3,30
J	0,82	0,74	0,77
α	24,18	17,49	22,51
<hr/> Geral (tudo ≥1,30 m) <hr/>			
Número de Espécies	92	82	90
S* ₂₀₀₀	99	89	106
Número de indivíduos	2835	3059	4676
Área Basal (m ²)	12,33	16,86	17
H'	2,89	2,42	2,47
J	0,63	0,54	0,53
α	20,03	17,22	19,38

S*₂₀₀₀ = número de espécies corrigido para 2000 indivíduos.

A curva de rarefação indicou uma maior riqueza e heterogeneidade para a área A, seguido de C e por último a B, nas duas classes de tamanho (Figura 12). O diagrama de Whittaker (Figura 13) indicou que as diferenças de heterogeneidade entre as áreas estão nas espécies de classes de abundância intermediária a pequena (para as quais há maior heterogeneidade na área A), sendo as três comunidades semelhantes para as classes de maior abundância.



(a)



(b)

Figura 12- Curva de rarefação (método de “bootstrap”) para as três áreas amostrais. (a) – classe 1- altura $\geq 1,30$ m e DAP < 5 cm e (b) classe 2 -DAP ≥ 5 cm.. A = área A (efeito do tornado) ; B = área B (menor grau de distúrbio) ; C = área C (extração seletiva de madeira).

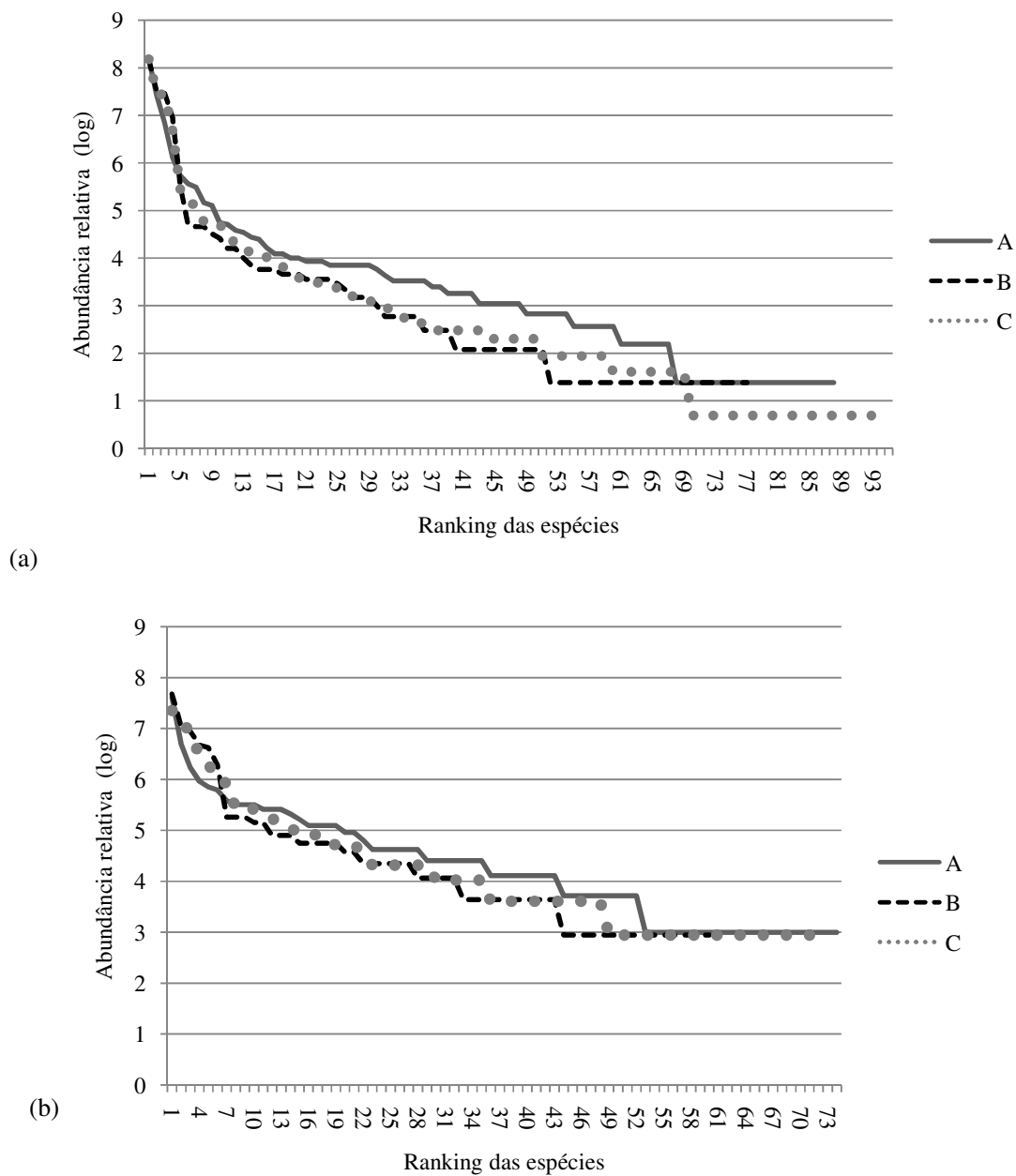


Figura 13 – Curva de distribuição ranqueada de abundâncias por local estudado (diagrama de Whittaker), onde o eixo Y mostra o logaritmo da abundância relativa das espécies e o eixo X mostra a ordenação das espécies pela sua abundância (a) – classe 1: altura $\geq 1,30$ m e DAP < 5 cm e (b) classe 2: DAP ≥ 5 cm. A = área A (efeito do tornado); B = área B (menor grau de distúrbio); C = área C (extração seletiva de madeira).

A área C apresentou um maior número de árvores para os indivíduos com altura $\geq 1,3$ m e DAP < 5 cm, e como consequência uma maior densidade absoluta total (Figura 14); as áreas A e B apresentaram densidades totais semelhantes (Tabela 3).

Os indivíduos com DAP ≥ 5 (Tabela 3 e Figura 14) apresentaram densidades absolutas totais semelhantes para os três locais de estudo. Entretanto, no local A a densidade foi sensivelmente menor, e como consequência houve uma menor área basal total dentre as 3 áreas amostrais. A queda de muitos indivíduos arbóreos de grande porte ocasionada pela passagem do tornado provavelmente proporcionou esses resultados.

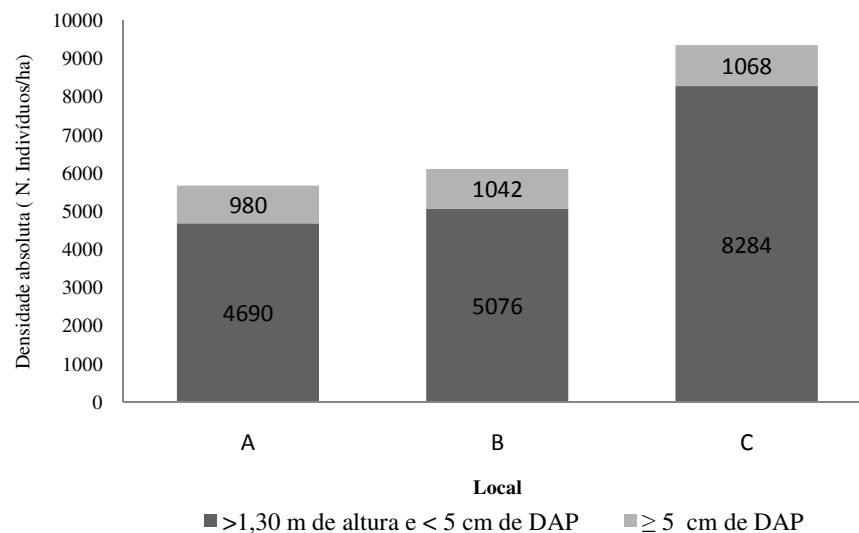


Figura 14 – Densidade absoluta total (número de indivíduos por hectare) nas três áreas de estudo, por classe de tamanho. A = área A (efeito do tornado); B = área B (menor grau de distúrbio); C = área C (extração seletiva de madeira).

Actinostemon conceptionis (Chodat. & Hassl.) Hochrs apresentou um grande número de indivíduos na área C, ultrapassando 30% do total amostrado (Figura 15); esse fato proporcionou a espécie em questão o maior valor de importância para as espécies do sub-bosque para o local de estudo, entretanto também somou altos valores de importância nas áreas A e B. Apesar de amostrada na maioria dos levantamentos fitossociológicos das florestas estacionais, poucos trabalhos apresentam *A. conceptionis* com altos valores de importância, como por exemplo, Neves (2007) e Rodrigues (1999),

ambos relatam que a mesma é característica do sub-bosque das florestas estacionais semidecíduas.

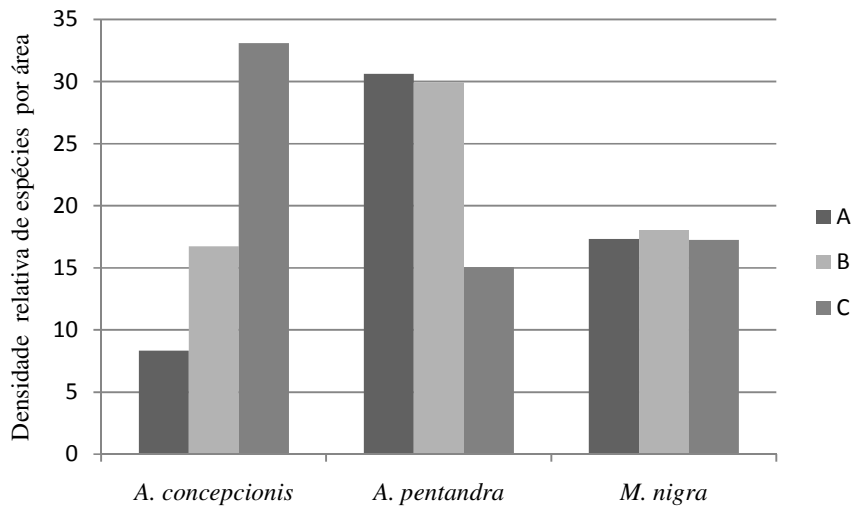


Figura 15 – Densidade relativa das espécies mais abundantes por local de estudo. A = área A (efeito do tornado); B = área B (menor grau de distúrbio); C = área C (extração seletiva de madeira).

Assim como ocorreu em *A. conceptionis*, a frequência e densidade relativa foram os principais parâmetros responsáveis pelo altos valores de importância das outras espécies do sub-bosque. Segundo Rodrigues (1999) no sub-bosque das florestas estacionais semidecíduas existe presença marcante das famílias Meliaceae, Rutaceae, Rubiaceae, Euphorbiaceae, Sapindaceae e Myrtaceae; a maioria dessas famílias foi observada nos três locais de estudo, principalmente Rutaceae e Euphorbiaceae, ambas apresentaram espécies com alto valor de importância, como por exemplo *M. nigra* e *A. pentandra* da família Rutaceae, ambas apresentaram altos valores de importância, sendo que *A. pentandra* dominou nas áreas A e B.

Trichilia clausenii C. DC; *Trichilia elegans* A. Juss. e *Actinostemon concolor* (Spreng) Mull. Arg. ocorreram nos três locais de estudo e somaram valores de importância que garantiram uma posição entre as 15 espécies mais importantes no sub-bosque (Figura 16). Entretanto, dentre as 15 espécies mais importantes de cada área amostral, algumas foram exclusivas de determinado local, como por exemplo, *Pilocarpus pennatifolius* Lem na área A, *Savia dyctiocarpa* Mull. Arg. na B e *Esenbeckia grandiflora* Mart. na C.

De modo geral, ocorreram algumas diferenças no sub-bosque entre as três áreas amostrais, seja pela quantidade de indivíduos, número e dominância de espécies e índices de diversidade.

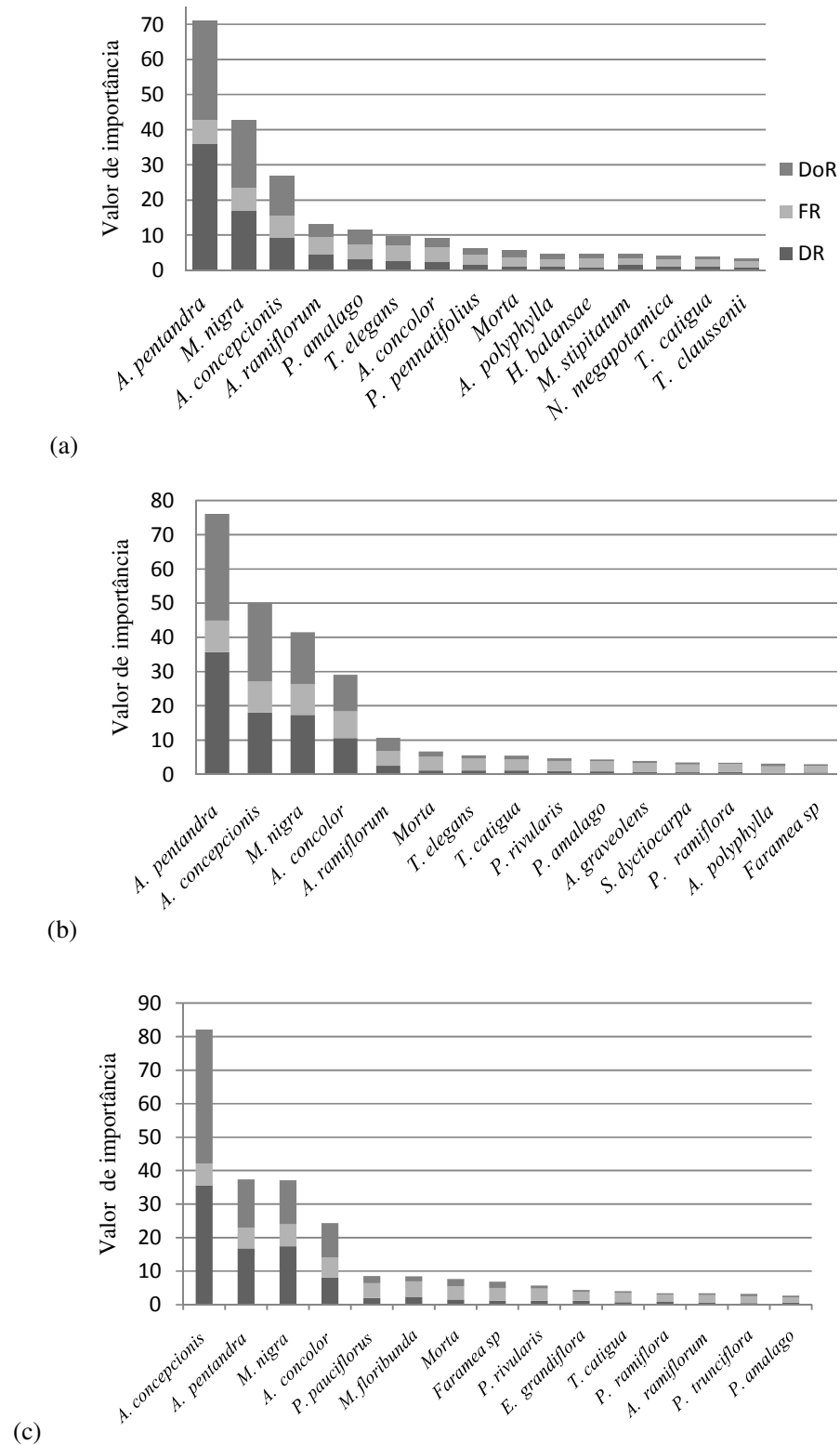


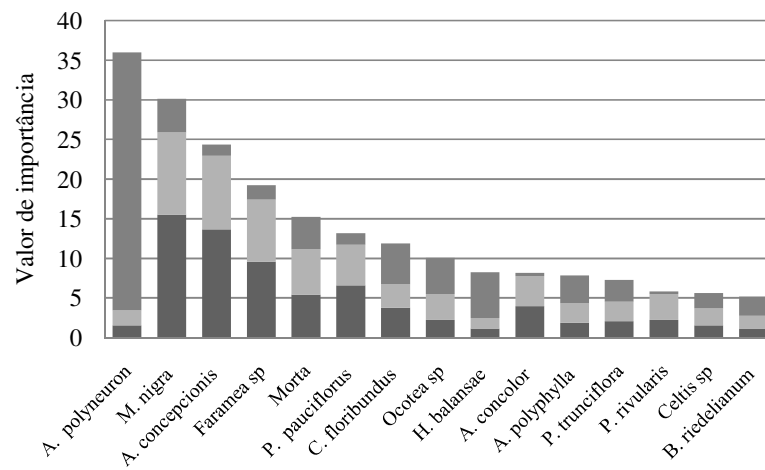
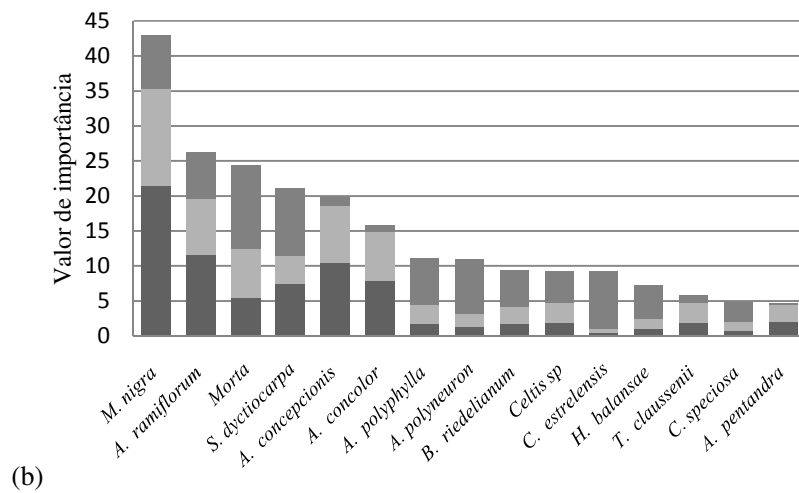
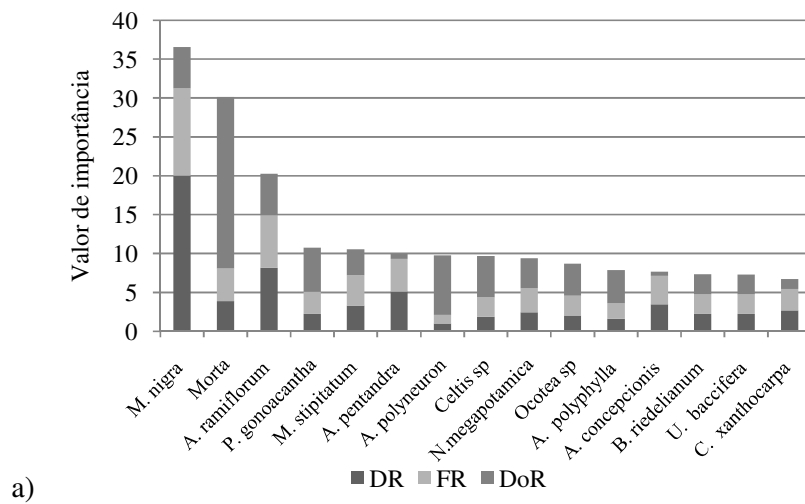
Figura 16 – Índice de valor de importância: (a) Para as 15 espécies como os maiores valores na classe 1 (altura $\geq 1,30$ e DAP < 5 cm). A = área A (efeito do tornado) ;

No dossel e subdossel das três amostrais ($DAP \geq 5$ cm) também foram observadas algumas diferenças estruturais; *A. polyneuron* somou o maior valor de importância na área C, fator relacionado à alta dominância relativa desta espécie. Mesmo com a exploração de peroba – rosa no passado (fato observado com a presença de tocos nas parcelas), o grande diâmetro dos poucos indivíduos remanescentes garantiu esse valor; nas demais áreas também é possível observar a presença dessa espécie, entretanto com menor importância (Figura 17).

O grande diâmetro das árvores mortas na área A garantiu a essa categoria o segundo maior valor de importância. A passagem do tornado deve ter contribuído para esse fato, provocando a quebra da copa dessas árvores, que posteriormente morreram em pé, ou devido à abertura de grandes clareiras, que proporcionaram a infestação de cipós das árvores do dossel e conseqüentemente a morte das mesmas. Na área B, as árvores mortas também somaram um alto valor de importância; entretanto, foi notado que esses indivíduos eram, em sua maioria, grandes exemplares de *A. polyneuron* mortos em pé; a identificação foi possível através da casca externa.

Metrodorea nigra A. St. -Hill apresentou alto valor de importância nas três áreas amostrais, com dominância nas áreas B e C. Durigan *et al.* (2000) descreveram essa espécie como característica do dossel e subdossel de florestas estacionais maduras. Carpanezzi (1974) realizou o levantamento fitossociológico nos pontos mais conservados da RPPN, onde *M. nigra* também foi a espécie mais representativa nesse estudo. Entretanto as metodologias utilizadas foram distintas, não possibilitando comparações seguras.

A composição florística das 15 espécies com maiores valores de importância diferiu entre os locais amostrados. *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr., *Machaerium stipitatum* (DC.) Vog, *Acacia polyphylla* A.DC e *Urera baccifera* (L.) Gaudich. somaram altos valores de importância no local A, devido às grandes clareiras que favoreceram o crescimento dessas espécies, todas típicas de estágios iniciais. A área B apresentou o menor número de espécies pioneiras e muitas espécies características de estágios sucessionais mais avançados, com *A. polyneuron*, *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl e *Holocalyx balansae* Micheli. *Croton floribundus* Spreng, espécie característica de estágios iniciais, ocorreu apenas na área C, e apresentou altos valores de dominância e frequência relativa.



(c) Figura 17 – Índice de valor de importância para as 15 espécies como os maiores valores na classe 2 (DAP \geq 5 cm). (a) = área A (efeito do tornado); (b) = área B (menor grau de distúrbio); (c) = área C (extração seletiva de madeira)

Quanto à estrutura populacional, *M. nigra* apresentou o padrão da curva “J invertido” de maneira gradual para todos os locais de estudo (Figura 18), indicando que esta população encontra-se em bom estado de conservação e aparentemente sem problema de regeneração (PEIXOTO *et al.*, 2005). Os maiores diâmetros ocorreram na área B, enquanto os menores na C.

A. pentandra e *A. conceptionis* apresentaram curvas do tipo “J” invertido nas três áreas amostrais, porém de maneira não balanceada (Figuras 19 e 20). Este tipo de curva indica que estas populações podem sofrer modificações ao longo do tempo (PEIXOTO *et al.*, 2005). Nota-se que *A. conceptionis* apresentou o maior número de indivíduos nas menores classes de tamanho na área que sofreu perturbação antrópica (C), o que sugere foi sugerido por Nunes *et al.* (2003), como indicativo de ocorrência de severas perturbações (alta abundância de indivíduos finos)..

A área A apresentou o menor número de indivíduos dentre os três locais (A= 236, B =512; C = 1547) de estudo, provavelmente pelo fato da espécie ser característica de sub-bosque e neste local de estudo existirem grandes clareiras.

A. polyneuron teve poucos indivíduos em todos centro de classe para os três locais de estudo (Figura 21). Nota-se também alguns centros de classes vazios; o maiores diâmetros encontrados para essa espécie ocorreram na área C, curiosamente o local que sofreu extração de madeira. Nota-se também uma maior quantidade de indivíduos nas primeiras classes de tamanho, indicando que a espécie estava regenerando; a área A apresentou a menor quantidade desses indivíduos dentre os locais de estudo.

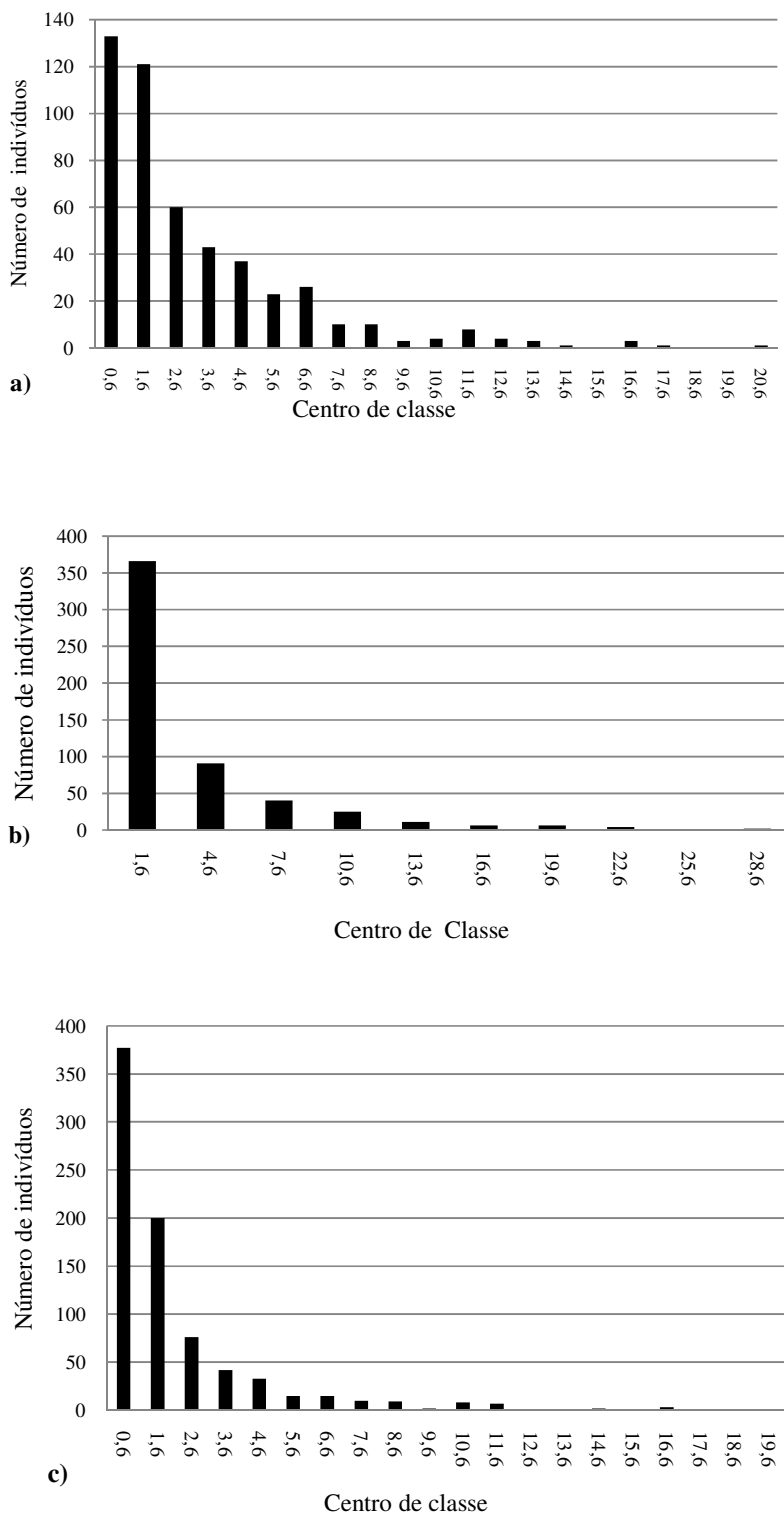
Metreodora nigra

Figura 18 – Distribuição diamétrica de *M.nigra* para todos os indivíduos ($h \geq 1,30$) nas três áreas de estudo. (a) = área A (efeito do tornado) ; (b) = área B (menor grau de distúrbio) ; (c) = área C (extração seletiva de madeira).

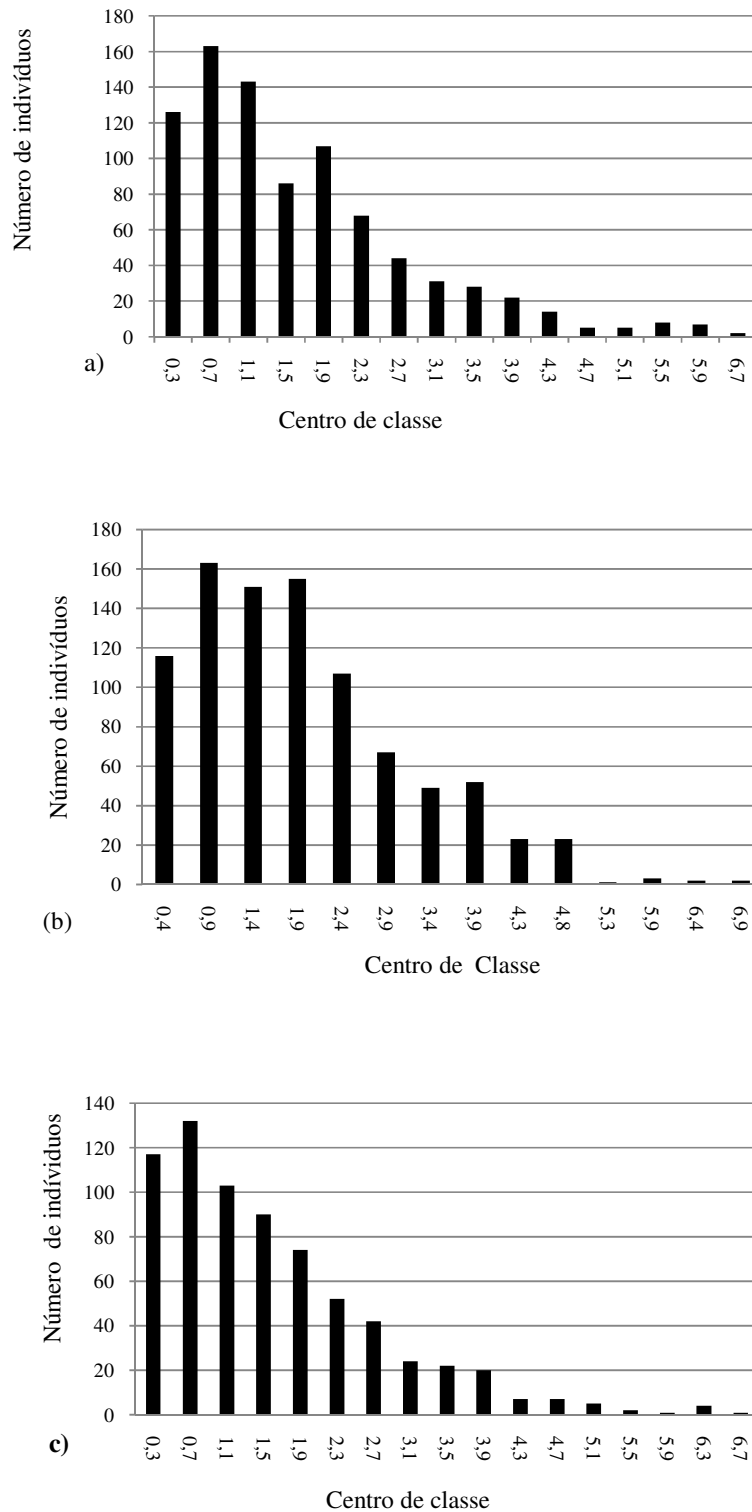
Angostura pentandra

Figura 19 – Distribuição diamétrica de *A. pentandra* para todos os indivíduos ($h \geq 1,30$) nas três áreas de estudo. (a) = área A (efeito do tornado); (b) = área B (menor grau de distúrbio); (c) = área C (extração seletiva de madeira).

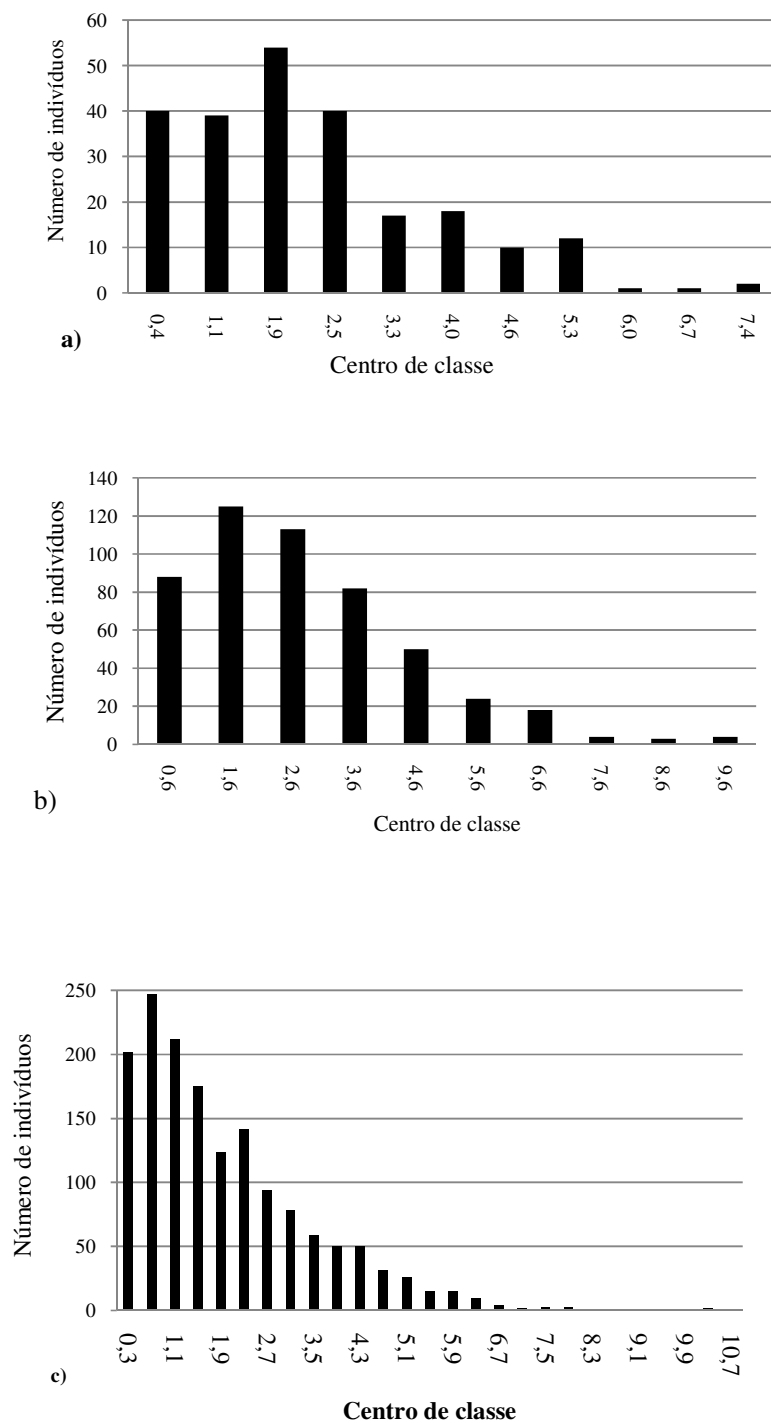
A. conceptionis

Figura 20 – Distribuição diamétrica de *A. conceptionis* para todos os indivíduos ($h \geq 1,30$) nas três áreas de estudo. (a) = área A (efeito do tornado) ; (b) = área B (menor grau de distúrbio) ; (c) = área C (extração seletiva de madeira).

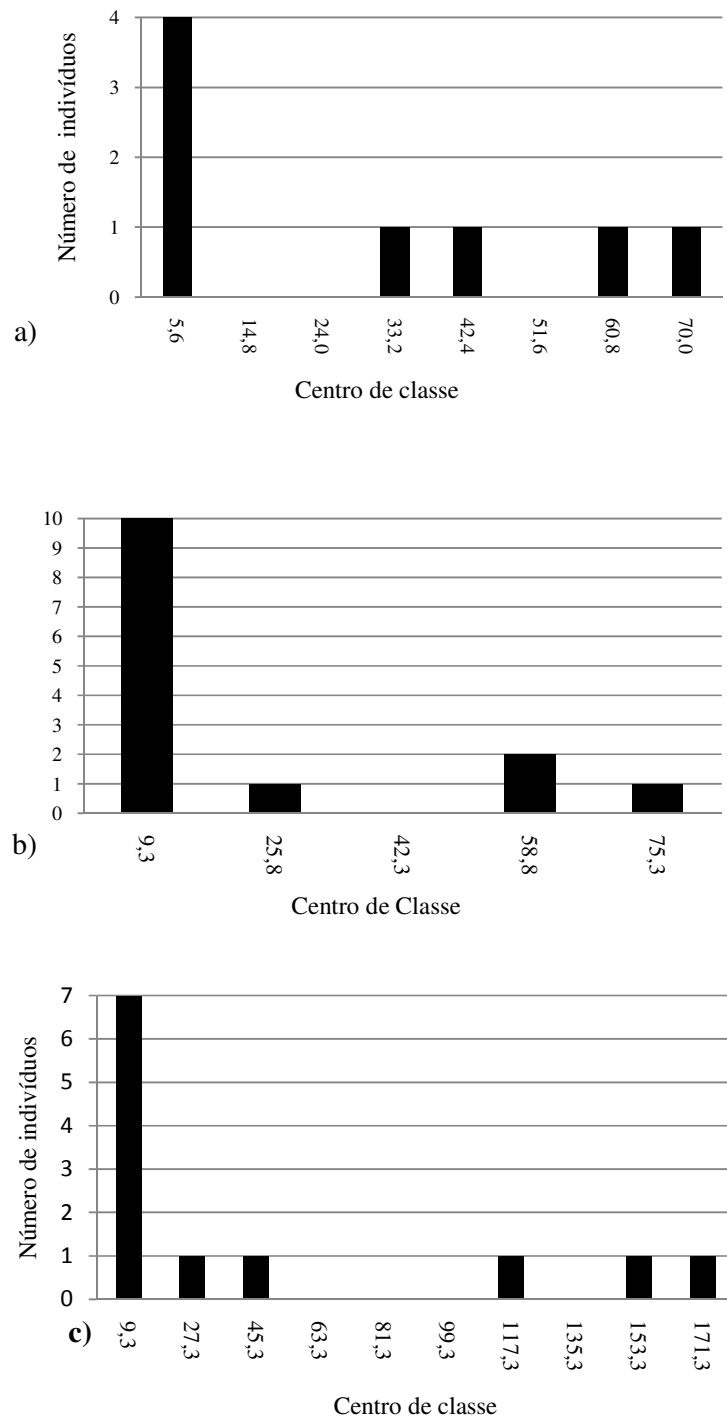
Aspidosperma polyneuron

Figura 21 – Distribuição diamétrica de *A. polyneuron* para todos os indivíduos ($h \geq 1,30$) nas três áreas de estudo. (a) = área A (efeito do tornado); (b) = área B (menor grau de distúrbio); (c) = área C (extração seletiva de madeira).

4.1.2. Estrutura fitossociológica e composição florística da regeneração natural

Nos três locais de estudo foram amostrados 32.500 indivíduos distribuídos em 103 espécies e 38 famílias (Tabela 4). A família Fabaceae o apresentou o maior numero de espécies com 12 % do total, seguido de Myrtaceae e Rutaceae (7 %) e Rubiaceae (6%) (Figura 25).

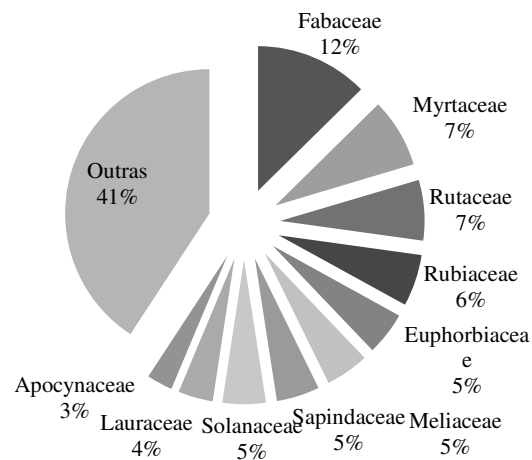


Figura 22– Porcentagem das 10 famílias com maior riqueza de espécies das três áreas como um todo

Nota-se que a composição florística entre as três áreas de estudo é bem semelhante, fato comprovado pelos altos valores de similaridade florística, todos superiores a 0,5 (Tabela 4).

Tabela 4– Índices de similaridade florística entre as três áreas amostrais. A - Área A- (efeito do tornado) – (B Área B (menor grau de distúrbio) – C - Área C (extração seletiva de madeira)

Índices de similaridade	A	B	C
Jacarrd			
A		0,64	0,62
B	0,64		0,67
C	0,62	0,67	
Sørensen			
A		0,78	0,77
B	0,78		0,8
C	0,77	0,8	

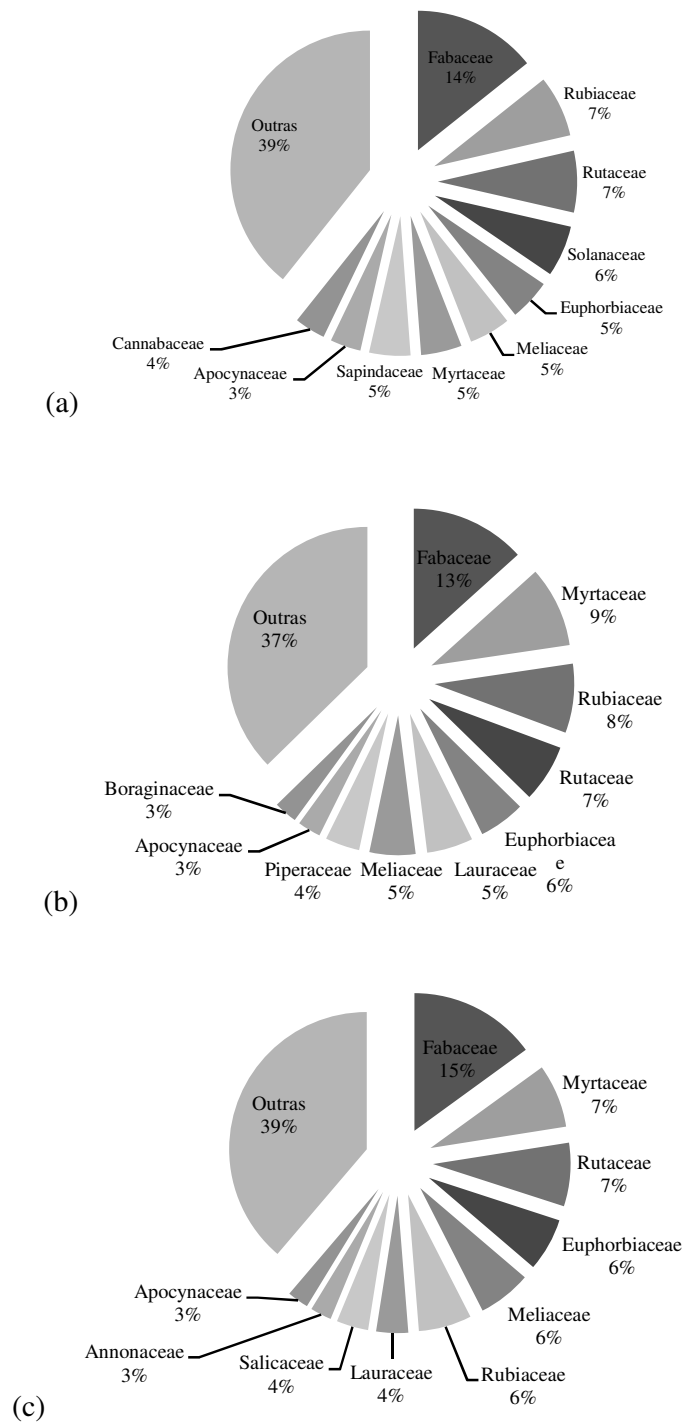


Figura 23– Porcentagem das 10 famílias com maior riqueza de espécies por local de estudo : (a) Área A (efeito do tornado); (b) Área B (menor grau de distúrbio); (c) Área C (extração seletiva de madeira).

Tabela 5– Lista das espécies divididas em duas classes de altura : Classe 1 < 50 cm; Classe ≥ 50 cm e < 1,30 em uma área amostral de 1,5 ha. N = espécies nômades; P = espécies pioneiras; T = espécies tolerantes. anemo = anemocórica; zoo = zoocórica; auto = autocórica ; baro= barocórica. A = área A- (efeito do tornado) ; B = área B (menor grau de distúrbio) ; C = área C (extração seletiva de madeira)

Família /Nome científico	Nome vulgar	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Anarcadiaceae									
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	guaritá	N	anemo	x	x	x	x	x	x
Annonaceae									
<i>Annona cacans</i> Warm	araticum-cagão	N	zoo	x	x	x			
<i>Dugetia lanceolata</i> A. St.-Hil	pindaíba	N	zoo			x			x
Apocynaceae									
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll Arg.	peroba-rosa	N	anemo	x	x	x	x	x	x
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll Arg.	guatambu	N	anemo	x	x	x	x	x	x
<i>Tabernaemontana histrix</i>	leiteiro	P	zoo	x			x		
Arecaceae									
<i>Syragus romanzoffiana</i> (Cham.) Gl.	jerivá	N	zoo	x	x	x	x	x	x
Asteraceae									
<i>Piptocarpa</i> sp	vassourão	P	anemo	x			x		
Boraginaceae									
<i>Cordia ecalyculata</i> Cham.	baba-de-boi	N	zoo				x	x	
<i>Cordia</i> sp		N	anemo						x
<i>Patagonula americana</i> L.	guajuvira	N	anemo		x	x	x	x	
Cannabaceae									
<i>Celtis fluminesis</i> Carauta	grão-de-galo	P	zoo	x	x	x	x	x	

Tabela 5 contin...

Família /Nome científico	Nome vulgar	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Cannabaceae									
<i>Celtis</i> sp	celtis-liso	P	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Trema micrantha</i> (L.)	pau-pólvora	P	zoo	x			x		
Caricaceae									
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	jaracatiá	P	zoo				x		
Celastraceae									
<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	espinheira-santa	N	zoo		x		x		
<i>Maytenus</i> sp	maytenus-miúdo	N	zoo	x		x	x		x
Elaeocarpaceae									
<i>Sloanea monosperma</i> Vell	gindiba	N	auto		x	x		x	x
Euphorbiaceae									
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat. & Hassl.) Hochr	cafezinho	T	auto	x	x	x	x	x	x
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng) Mull. Arg.	sebastião	T	auto	x	x	x	x	x	x
<i>Alchornea glandulosa</i> Poeep	chal-chal	P	zoo	x	x	x	x		
<i>Croton floribundus</i> Spreng	capixingui	P	auto	x	x	x	x	x	x
Euphorbiaceae sp1			indet			x			x
Fabaceae - Caesalpinioideae									
<i>Cassia ferruginea</i> (Scharader) ex DC.	cássia	N	auto	x		x			
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	alecrim-de-campinas	N	auto	x	x	x	x	x	x
<i>Hymenaea courbaril</i> L			zoo			x			
<i>Peltophorum dubium</i>	canafístula	N	anemo	x	x	x	x	x	x

Tabela 5 contin...

Família /Nome científico	Nome vulgar	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Fabaceae - Faboideae									
<i>Exostyles godoyensis</i> Soares-Silva & Mansano	serrilhada	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl	embira-de-sapo	N	anemo	x	x	x	x	x	x
<i>Machaerium brasiliensis</i> Vog	pau-sangue	N	anemo					x	
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vog.	sapuvinha	N	anemo	x	x	x	x	x	
<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	cabreúva	N	anemo	x	x	x	x	x	
Fabaceae - Mimosoideae									
<i>Acacia polyphylla</i> A.DC	monjoleiro	N	auto	x	x	x	x	x	x
<i>Inga marginata</i> Wild	inga-lisa	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Inga striata</i> Benth	inga-pilosa	N	zoo	x	x	x		x	x
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	angico	N	auto	x	x	x	x	x	
Indeterminada									
Desconhecida 1		Indet	indet	x				x	
Lamiaceae									
<i>Aegiphylia sellowiana</i> Cham	tamanqueira	P	zoo			x			
Lauraceae									
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	canela -amarela	N	zoo	x	x	x	x		x
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	canelinha	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Ocotea</i> sp	sassáfras	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Lauraceae</i> sp1		N	zoo						x

Tabela 5 contin...

Família /Nome científico	Nome vulgar	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Lecytidaceae									
<i>Cariniana estrelensis</i> (Raddi) Kuntze.	jequitibá	N	anemo	x	x	x		x	x
Loganiaceae									
<i>Strychnos brasilienses</i> Mart.	salta-martim	T	zoo	x	x	x	x	x	x
Malvaceae									
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St. -Hil.) Dawson.	paineira	N	zoo	x	x	x			
Melastomataceae									
<i>Miconia hynenonervia</i> (Raddi) Cogn,	miconia	T	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Miconia</i> sp		T	zoo			x			x
Meliaceae									
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro	N	anemo		x	x			
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	catiguá	T	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Trichilia clausenii</i> C. DC	catigua-vermelho	T	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	pau - ervilha	T		x	x	x		x	x
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	baga -de - morcego	T	zoo	x		x	x		x
Monimiaceae									
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	orelha-de-onça	T	zoo	x	x	x			x
Moraceae									
<i>Soroceae blompondii</i> (Baill.) Burger, Lanjow & Boer	chincho	T	zoo	x	x			x	
Myrsinaceae									
<i>Rapanea lancifolia</i> (Mart.) Mez		T	zoo			x			
<i>Rapanea umbelata</i> (Mart.) Mez	capororoca	N	zoo	x	x	x		x	

Família /Nome científico	Nome vulgar	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Myrtaceae									
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	gabirola	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Campomanesia gazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	gabirola-pilosa	N	zoo			x			x
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West. ex Willd). O. Berg	cambui	T	zoo	x	x	x		x	x
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	piúna -preta	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Plinia trunciflora</i> (O. Berg) Kauesel	jabuticaba	N	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Myrtaceae</i> sp1		T	zoo		x	x		x	x
<i>Myrtaceae</i> sp2		T	zoo		x				
<i>Myrtaceae</i> sp3		T	zoo		x			x	
Nyctaginaceae									
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	maria-mole	N	zoo		x	x		x	x
Phyllanthaceae									
<i>Margaritalla nobilis</i> L.f	figueirinha	N	auto			x			
<i>Savia dyctiocarpa</i> Mull. Arg.	guaraíuva	N	auto	x	x	x	x	x	x
Picramniaceae									
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch	fruto - de- pombo	T	zoo	x	x	x	x	x	x
Piperaceae									
<i>Piper amalago</i> L.	pimenta-de-macaco	P	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Piper</i> sp1	pimenta-de-macaco	P	zoo	x	x	x	x		x
<i>Piper</i> sp2	pimenta-de-macaco	P	zoo	x	x		x	x	
Polygonaceae									
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	pau - formiga	N	auto	x	x	x		x	x

Tabela 5 contin...

Família /Nome científico	Nome vulgar	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Proteaceae									
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	carne-de-vaca	N	anemo				x		x
Rhamnaceae									
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	saguaragi	N	zoo	x	x	x	x	x	x
Rubiaceae									
<i>Ixora venulosa</i> Benth		T	zoo	x	x			x	
<i>Faramea</i> sp		T	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Randia armata</i> DC.	espora-de-galo	T	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Pysichotria</i> sp1	pysicotria	T	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Pysichotria</i> sp2	pisicotria	T	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Pysichotria</i> sp3	pisicotria	T	zoo	x	x	x	x	x	x
Rutaceae									
<i>Angostura pentandra</i> (St. Hill.) Alb	laranjinha-do-mato	T	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl	pau-marfim	N	anemo	x	x	x	x	x	x
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	pau-de-cotia	T	auto			x			x
<i>Metrodorea nigra</i> A. St. -Hill	carrapateira	T	zoo	x	x	x	x	x	x
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem	jaborandi - composto	T	auto	x	x		x	x	
<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A. St. - Hill	jaborandi-simples	T	auto	x	x	x	x	x	x
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	mamica-de-porca	I	zoo	x		x	x		

Família /Nome Científico	Nome Vulgar	Estágio sucessional	Síndrome de dispersão	Classe 1			Classe 2		
				A	B	C	A	B	C
Salicaceae									
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq	pau-espeto	N	zoo			x	x		x
<i>Casearia sylvestris</i> Spreng	guaçatonga	P	zoo		x				x
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	guaipá	T	zoo	x	x	x	x	x	x
Sapindaceae									
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hill) Radlk	chal-chal	P	zoo	x	x				x
<i>Cupania vernalis</i> Camess.	camboatã	N	zoo			x			x
<i>Cupania</i> sp2	camboatã	T	zoo	x					
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	maria-preta	N	anemo	x		x	x		x
<i>Matayba eleagnoides</i> Radlk.	arco-de-peneira	N	zoo		x		x	x	
Sapotaceae									
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mar.& Eichler) Engl.	guatambu branco	N	zoo	x	x	x	x	x	x
Solanaceae									
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	folha-de-prata	P	zoo	x		x	x		x
<i>Solanum</i> sp1		P	zoo	x			x		
<i>Solanum</i> sp2		P	zoo	x					
<i>Solanum</i> sp3		P	zoo	x					
<i>Solanum</i> sp4		P	zoo	x			x		
Urticaceae									
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich	urtigão	P	zoo	x	x	x			
Violaceae									
<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A.St.-Hil.) Taub	canela-de-veado	T	auto	x	x	x	x	x	x

A comparação das duas classes de tamanho, em todas as áreas amostrais indica que o maior número de espécies sempre ocorreu na classe 1 (< 50 cm de altura) (Tabela 7). A área C apresentou a maior redução entre as classes de tamanho, passou de 77 para 59 espécies, seguida de A e B; desse modo é possível inferir que algumas das espécies dispersadas nesses locais não conseguiram o estabelecimento total até o momento do presente estudo. *Annona cacans* e *Ceiba speciosa* foram encontradas regenerando em todos os locais apenas com indivíduos < 50 cm de altura.

Tabela 6 – Distribuição do número de indivíduos, espécies e índices de diversidade para a amostragem com altura $\leq 1,30$ m e divididos em duas classes de altura: classe 1: ≤ 50 cm e classe 2: > 50 cm e $\leq 1,30$ m.

	Local		
	A	B	C
<hr/> ≤ 50 cm (Classe 1) <hr/>			
Número de Espécies	74	72	77
S^*_{5000}	78	75	77
Número de indivíduos	3782	10745	12599
H'	3,19	2,69	2,09
J	0,74	0,63	0,48
α	13,04	10,37	10,92
<hr/>			
> 50 cm e $\leq 1,30$ m <hr/>			
Número de Espécies	64	59	59
S^*_{5000}	87	71	66
Número de indivíduos	1050	1765	2558
H'	2,78	2,71	2,71
J	0,67	0,67	0,66
α de Fisher	15,02	11,76	10,78
<hr/>			
$< 1,30$ cm <hr/>			
Número de Espécies	84	75	80
S^*_{5000}	84	65	68
Número de indivíduos	4832	12510	15157
H'	3,161	2,773	2,259
J	0,71	0,64	0,52
α	14,44	10,60	11,08

S^*_{5000} - riqueza corrigida através do índice α para uma amostra de 5000 indivíduos

Algumas espécies foram exclusivas de determinadas áreas, como *Tabernaemontana histrix* (Steud.), *Trema micantha* (L.), *Jacaratia spinosa* (Aubl.) A.DC., *Machaerium brasiliensis* na área A; *Dugettia lanceolata*, *Hymenaea courbaril* e *Esenbeckia grandiflora* na área C. Nota-se que a maioria das espécies restritas à área A são características de estágios sucessionais iniciais, fator relacionado com as grandes clareiras existentes.

O maior número de indivíduos e conseqüentemente a maior densidade absoluta total ocorreram no local C (Figura 24), tais valores foram semelhantes na área B (nas duas classes de tamanho). O local A apresentou a menor densidade absoluta total nas duas classes de tamanho, entretanto essa diferença é mais visível na classe 1 (mais de duas vezes menor em relação as demais áreas). As grandes clareiras abertas com a passagem do tornado favoreceram a dominância de espécies de cipó e bambu, provavelmente dificultando a regeneração natural dos indivíduos pertencentes à menor classe de tamanho.

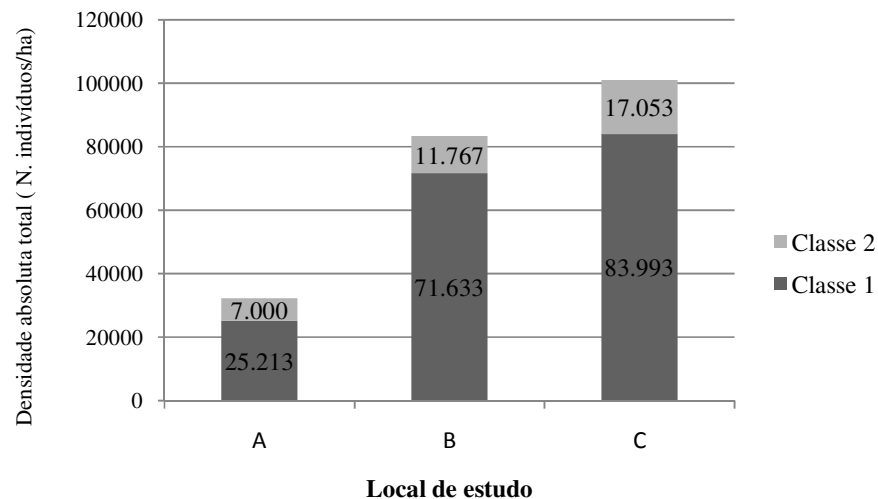


Figura24 – Densidade absoluta total nas três áreas de estudo e nas duas classes de tamanho. A = Área A (efeito do tornado); B= Área B (menor grau de distúrbio), C = Área C (extração seletiva de madeira). Classe 1: ≤ 50 cm e classe 2: > 50 cm e $\leq 1,30$ m.

Nota-se que as espécies com maiores valores de densidade absoluta (nas três áreas de estudo e nas duas classes de tamanho) são típicas de sub – bosque. *A. conceptionis* apresentou o maior valor na classe 1 para todas as áreas, enquanto *A. pentandra* dominou no estrato 2 para os locais A e B e *A. conceptionis* no C.

Assim como no estrato arbóreo, *A. conceptionis* apresentou uma grande quantidade de indivíduos no estrato regenerante, fato observado nas três áreas de estudo. Entretanto a

dominância dessa espécie é superior na área C, onde representou 52,1% de todos os indivíduos amostrados; *A. pentandra* e *M. nigra* representaram menos que 20% do total da amostragem nos três locais estudados (Figura 32).

Pereira *et al* (2001), ao analisarem três ambientes com distintos graus de perturbação antrópica, encontraram a maior densidade total dos indivíduos regenerantes e a dominância de uma espécie na área mais perturbada. No presente estudo foi notado na área C (local que sofreu grande distúrbio no passado) uma maior densidade absoluta total dentre as 3 áreas e a grande dominância de *A. conceptionis*, que de alguma forma deve ter sido beneficiada com o distúrbio sofrido. Entretanto, vale ressaltar que a área C apresentou-se mais perturbada em comparação com as demais áreas.

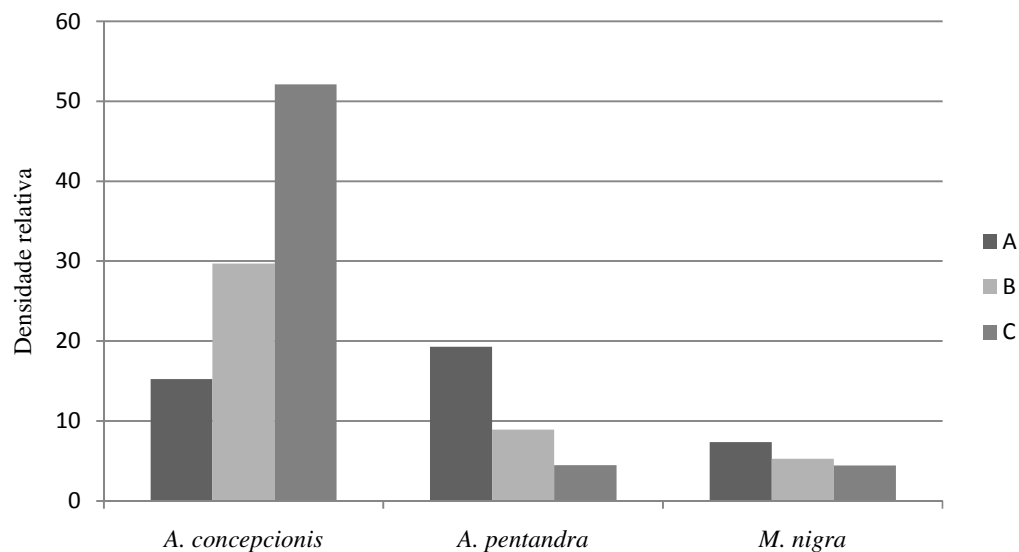


Figura 25 – Densidade relativa das espécies mais números de cada área de estudo. A = Área A (efeito do tornado); B= Área B (menor grau de distúrbio), C = Área C (extração seletiva de madeira).

A zoocoria foi a síndrome de dispersão predominante para as espécies encontradas nas três áreas de estudo, existindo pouca diferença percentual entre elas. Dados semelhantes foram obtidos por Pires *et al* (2009) em um fragmento de floresta estacional semidecidual de Botucatu – SP. Segundo Fenner (1985), nas formações florestais em estádios sucessionais mais avançados, onde a complexidade da comunidade vegetal aumenta, atraindo aves e mamíferos, aumenta a proporção de espécies dispersas por zoocoria.

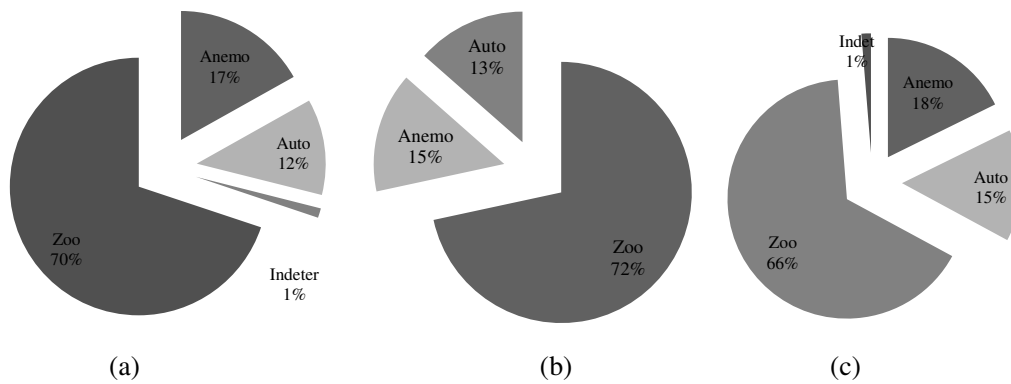


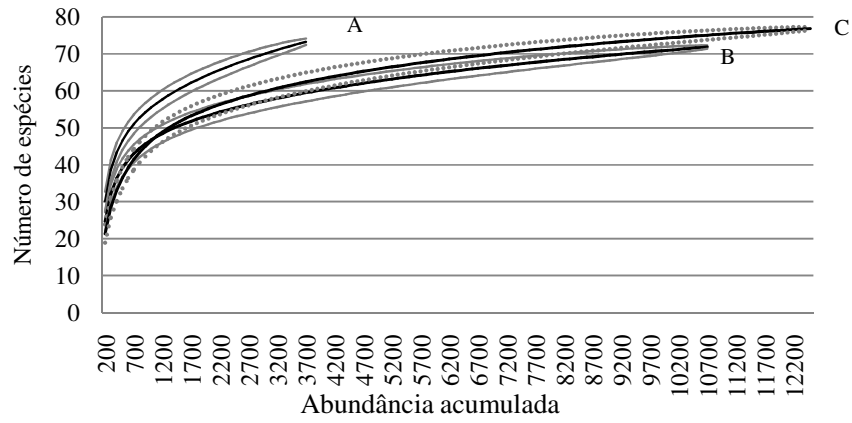
Figura 26 – Síndromes de dispersão de cada local de estudo. A = Área A (efeito do tornado); B= Área B (menor grau de distúrbio); C = Área C (extração seletiva de madeira).

O local A apresentou os maiores índices de diversidade nas duas classes de tamanho (Tabela 6). Entretanto é possível notar maiores diferenças na classe 1 (< 50 cm de altura). O índice de Shannon-Wiener foi igual nas áreas B e C para os indivíduos da classe 2 (≥ 50 e < 1,30 de altura). Nota-se que a equidade da área C é bem menor quando comparada às demais áreas na classe 1, fato relacionado à grande dominância de *A. conceptionis*. Entretanto, no estrato 2 os índices apresentam-se semelhante para os três locais estudados. O índice de α de Fisher foi superior na área A e semelhante na B e C para as duas classe de tamanho.

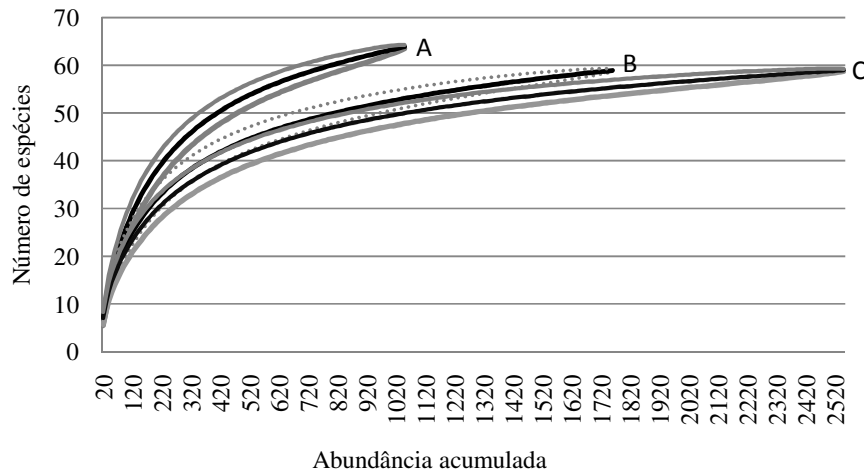
Pelo fato das áreas amostrais apresentaram diferentes números de indivíduos, a riqueza foi ajustada, igualando-se a amostragem com base no índice α de Fisher. Esta estimativa confirma a maior riqueza na área A, para as duas classes de tamanho. A curva de rarefação também indicou (Figura 27) uma maior riqueza para a área A nas duas classes de tamanho, apesar do baixo número de indivíduos. As áreas B e C foram semelhantes quanto à riqueza e diversidade, tanto para a classe 1 como para a classe 2.

O diagrama de Whittaker foi plotado para as três áreas e duas classes de tamanho, (Figura 35), indicando as maiores diferenças na área A (Classe 1 e 2). Ao compararmos as três curvas (cada uma representa as áreas de estudo), nota-se que elas são semelhantes para as espécies mais abundantes. Para as espécies de abundância intermediária e baixa a curva A se destaca das demais, indicando deste modo maior

heterogeneidade da comunidade. As curvas B e C apresentam-se semelhantes na classe 1, entretanto na classe 2 nota-se uma menor abundância para as espécies raras na área C.

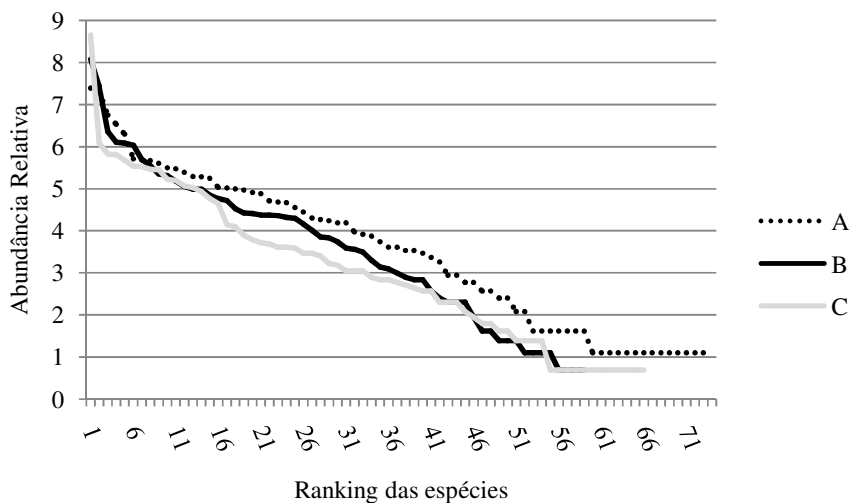


a)

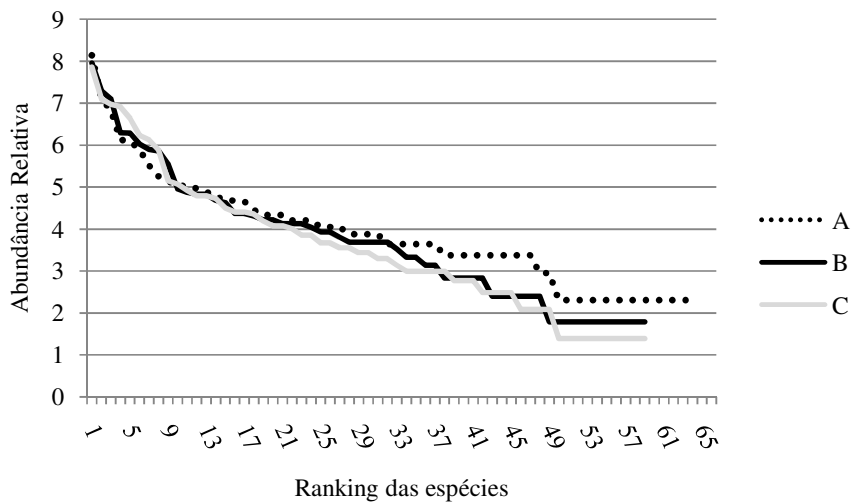


b)

Figura 27 – Curva de rarefação (método de “bootstrap”) para as três áreas amostrais. (a) – classe 1- altura < 50 cm (b) classe 2 – altura ≥ 50 cm e $> 1,30$ m . A = área A- (efeito do tornado) ; B = área B (menor grau de distúrbio) ; C = área C (extração seletiva de madeira).



a)



b)

Figura 28– Curva de distribuição ranqueada de abundâncias por local estudado (Diagrama de Whittaker), onde o eixo Y mostra o logaritmo da abundância relativa das espécies e o eixo X mostra as espécies das mais abundantes para as menos abundantes, (a) – classe 1- altura <50 cm (b) classe 2 –altura $\geq 50\text{cm}$ e $>1,30\text{m}$. A = área A- (efeito do tornado) ; B = área B (menor grau de distúrbio) ; C = área C (extração seletiva de madeira)

Na classe 1, dentre as 15 espécies com maior densidade absoluta (Figura 29), a maioria foi encontrada no sub-bosque do estrato arbóreo (*A. pentandra*, *Psychotria* sp1). *A. conceptionis* apresentou a maior densidade absoluta na três áreas de estudo, entretanto na área C o valor foi 10 vezes superior que nos demais locais.

Mesmo com uma grande quantidade de clareiras, a área A apresentou apenas duas espécies características de estágios iniciais: *A. polyphylla*, com menor densidade quando comparada com a área C, e *M. stipitatum* que não ocorreu na demais áreas.

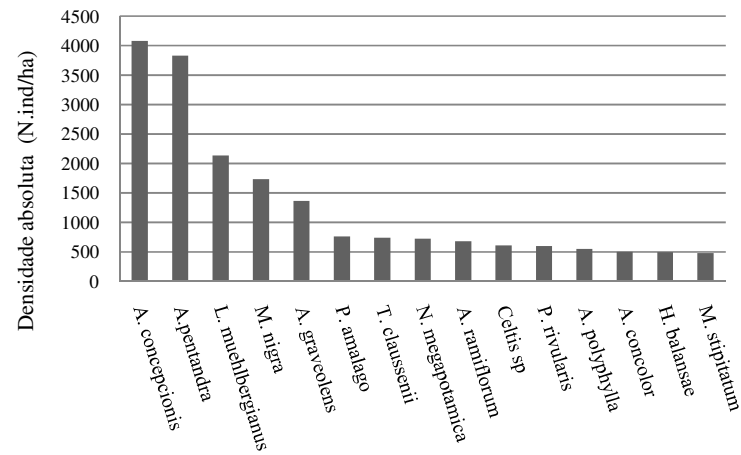
Rhamnidium elaeocarpum Reissek apresentou na área B uma grande densidade, entretanto na classe 2 esse valor caiu bruscamente, e a espécie não foi incluída no gráfico desta categoria de altura (Figura 29).

A composição florística das 15 espécies mais abundantes é semelhante entre os locais de estudo; entretanto as espécies o gênero *Psychotria* apresentaram baixas densidades na área A, e não constaram no gráfico (Figura 29). *A. polyneuron* também apresentou baixa densidade na área A, fato provavelmente relacionado à grande quantidade de clareiras existentes nesse local.

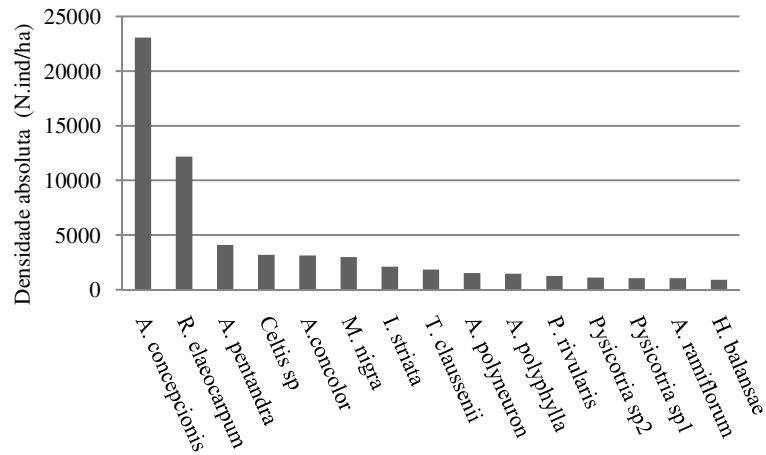
A classe 2 também não apresentou grandes diferenças entre as áreas; o local que sofreu extração de madeira manteve a maior densidade de *A. conceptionis*. Também foi observado dominância das espécies tolerantes típicas de sub-bosque, entretanto é possível observar também espécies de diferentes estágios sucessionais.

Ao compararmos a composição florística entre as classes de tamanho das 15 espécies com os maiores valores de densidade, foi observado que algumas espécies ocorreram apenas na classe 1, indicando desse modo, que elas estão se estabelecendo na comunidade, como *H. balanseae* e *Acacia polyphylla* na Área A; *Inga striata* e *R. elaeocarpum* na área B e *Astronium graveolens* na área C.

(a)



(b)



(c)

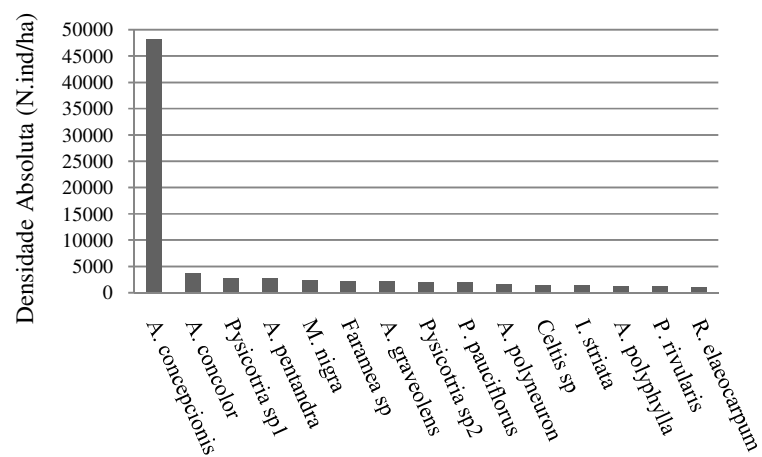
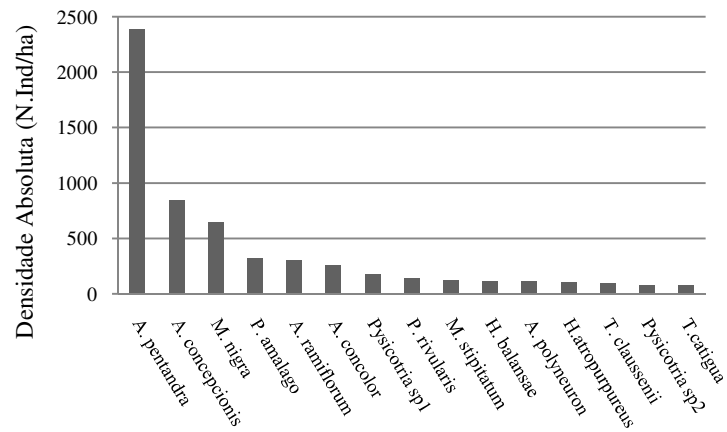
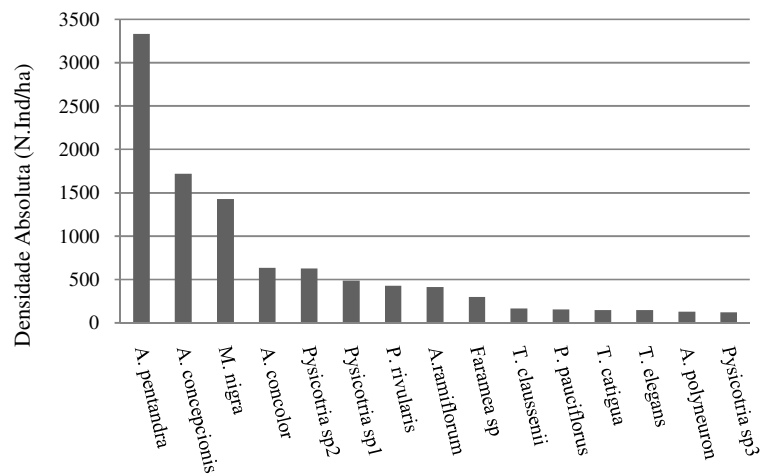


Figura 29 – Densidade absoluta (N. ind/ha) para as 15 espécies como os maiores valores na classe 1- altura <50 cm. A = área A- (efeito do tornado) ; B = área B (menor grau de distúrbio) ; C = área C (extração seletiva de madeira).

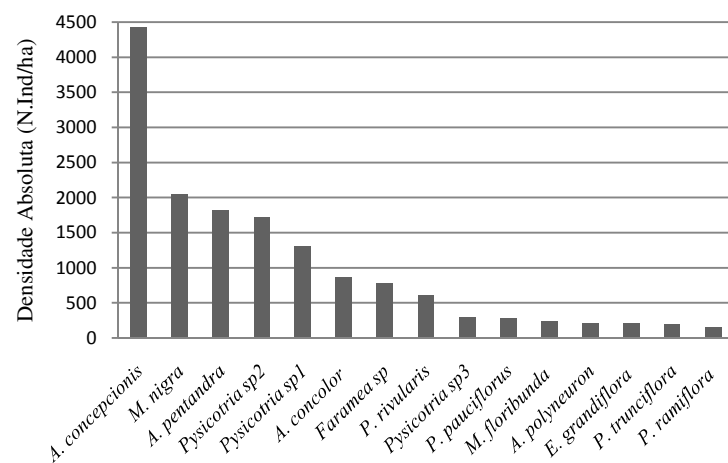
(a)



(b)



(c)



(c)

Figura 30 – Densidade absoluta (N. ind/ha) para as 15 espécies como os maiores valores na classe 2- altura $\geq 50\text{cm}$ e $>1,30\text{m}$. A = área A- (efeito do tornado); B = área B (menor grau de distúrbio); C = área C (extração seletiva de madeira).

A distribuição das espécies variou entre as áreas: *A. conceptionis* apresentou no local C a maior densidade absoluta para todas as classes estudadas, que foi duas vezes maior que nos demais locais, fator que não ocorreu apenas para os indivíduos arbóreos com $DAP \geq 5$ cm (Figura 36).

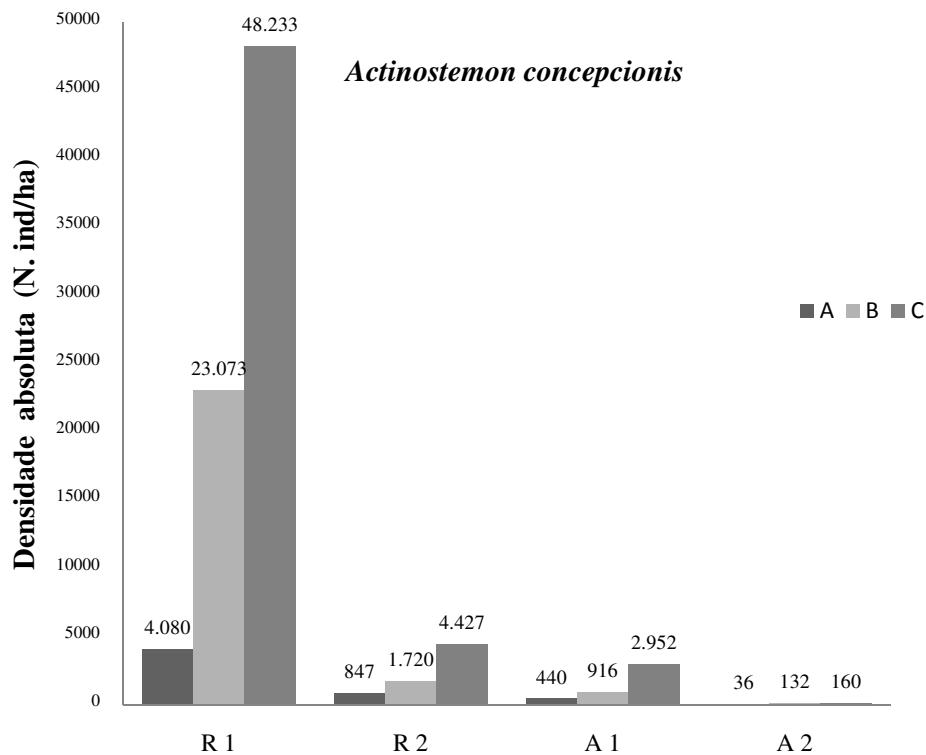


Figura 31 – Densidade absoluta de *A. conceptionis* por local de estudo e classes de tamanho, onde R1 e R2 representam respectivamente a classe 1 e 2 da regeneração natural; A1 e A2 representam respectivamente a classe 1 e 2 do estrato arbóreo. A = área A- (efeito do tornado); B = área B (menor grau de distúrbio); C = área C (extração seletiva de madeira).

A comparação da densidade *A. polyneuron* entre as três áreas amostrais demonstrou haver uma menor regeneração na área A, sendo as demais áreas semelhantes (Figura 31). Com relação ao estrato arbóreo, nota-se uma maior quantidade (o dobro) de indivíduos com $DAP \geq 5$ em comparação à regeneração natural e ao sub – bosque da área C; nas demais áreas os valores de densidade para o do sub – bosque foram superiores. Acredita-se que algum fator dificultou a regeneração de peroba-rosa por determinado tempo,

provavelmente a extração de madeira. Entretanto, os valores atuais de regeneração são semelhantes ao local com menor grau de perturbação antrópica observada.

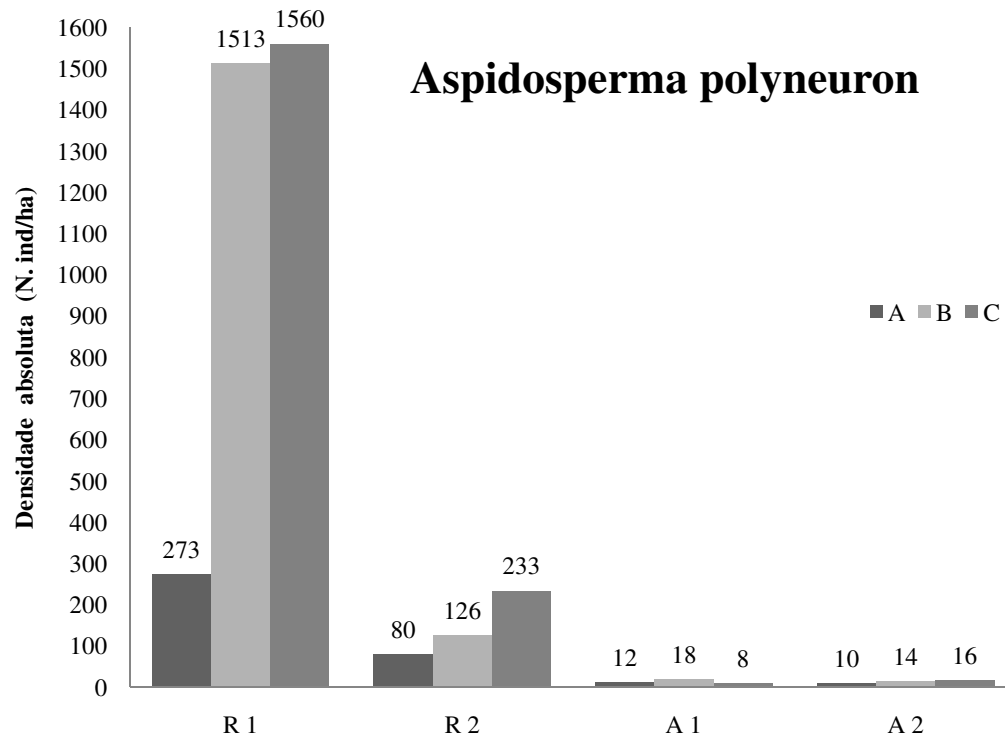


Figura 32) Densidade absoluta de *A. polyneuron* por local de estudo e classes de tamanho, onde R1 e R2 representam respectivamente a classe 1 e 2 da regeneração natural; A1 e A2 representam respectivamente a classe 1 e 2 do estrato arbóreo. A = área A- (efeito do tornado); B = área B (menor grau de distúrbio); C = área C (extração seletiva de madeira).

A simples comparação florística das três áreas, tanto para o estrato regenerante como para o arbóreo, demonstrou pequenas diferenças entre elas, principalmente com relação à riqueza e à presença de espécies exclusivas de determinados locais.

As maiores diferenças foram detectadas em termos estruturais e quanto aos índices de diversidade. A área C apresentou o maior número de indivíduos, e maior dominância de uma espécie, tanto na regeneração como para o estrato arbóreo.

Ao compararmos as áreas B e C, nota-se que elas são bastante semelhantes, principalmente quanto à regeneração natural, fato já observado através dos gráficos de

rarefação. Deste modo é possível afirmar que a área C, apesar de ter sofrido grandes distúrbios no passado, demonstra uma boa resiliência, levando em conta que passaram praticamente 40 anos após o encerramento da extração de madeira. Entretanto, não é possível saber se o distúrbio sofrido nesse local favoreceu a grande dominância de *A. conceptionis* ou se a espécie em questão ocorre naturalmente com altas abundâncias neste trecho da floresta.

Os maiores índices de diversidade sempre ocorreram no local que sofreu a maior quantidade de distúrbios. Esses dados, em parte, condizem com a hipótese da perturbação intermediária (CONNELL, 1978), onde os ambientes sujeitos a perturbações com intensidade, frequência e escala intermediários, poderiam conter tanto espécies dos estádios iniciais de sucessão quanto espécies da floresta madura (DESLOW, 1985; MARTINEZ-RAMOS, 1985; TABARELLI, 1992; GANDOLFI *et al.*, 1995). Em ambientes frequentemente sujeitos a grandes perturbações, espécies da floresta madura não conseguem se estabelecer, enquanto em ambientes sem perturbações algumas espécies podem aumentar em abundância, excluindo outras, além de não permitir o estabelecimento de espécies pioneiras. Contudo, esta hipótese ainda é controversa e muitas vezes não encontra confirmação. Hubbel *et al.* (1999) refutaram a hipótese de Connell, mostrando que a frequência de ocorrência de espécies era igual em clareiras grandes (áreas intensamente perturbadas) e pequenas (áreas adjacentes à clareira).

Os dados do presente estudo permitem sua associação à hipótese proposta por Connell (1978), pois os menores índices de diversidade também ocorreram para o lugar com menor grau de perturbação antrópica e natural. Entretanto, torna-se difícil determinar o grau de perturbação da área A. Além da passagem do tornado ocorrido em 2004, o local também apresentou sinais de extração de madeira e localiza-se próximo à borda. A área em questão certamente se apresenta mais perturbada, mas para definir se a perturbação é de média ou grande escala, seriam necessários estudos mais detalhados de dinâmica da florestal e regime natural de distúrbios.

Vale ressaltar também que área C sofreu um distúrbio no passado, fato esse que poderia explicar a alta riqueza de espécies no estrato arbóreo (altura $\geq 1,30$ m). A extração de madeira provavelmente abriu grandes clareiras, deste modo aumentando a heterogeneidade ambiental e facilitando a chegada e estabelecimento de novas espécies.

4.1.3 A regeneração natural em clareiras

No total, foram amostrados 9.499 indivíduos, sendo que 2.727 ocorrem nas clareiras e 6.722 no dossel. O maior número de espécies sempre ocorreu nas áreas de dossel fechado, sendo que dentre os locais de estudo, a área A somou o maior número (Tabela 7).

Tabela 7– Distribuição do número de indivíduos , espécies e índices de diversidade entre os ambientes de clareira e dossel para a amostragem com altura $\leq 1,30$ m e divididos em duas classes de altura : classe 1: ≤ 50 cm e classe 2: > 50 cm e $\leq 1,30$ m . A = Área A (efeito do tornado); B= Área B (menor grau de distúrbio), C = Área C (extração seletiva de madeira)

Local	Parâmetros	Ambiente					
		Clareira	Dossel Fechado	Clareira	Dossel Fechado	Clareira	Dossel Fechado
		Classe 1 (≤ 50 cm)		Classe 2 (> 50 cm e $\leq 1,30$ m)		Tudo ($< 1,30$ cm)	
A	Número de Espécies	61	69	47	60	68	74
	S^*_{2000}	64	62	70	72	68	64
	Número de indivíduos	1502	3563	383	851	1887	4414
	H'	3,212	3,115	2,614	2,7392	3,164	3,105
	J	0,7814	0,7357	0,6789	0,6689	0,748	0,7214
	α	12,77	12,14	14,07	14,73	13,81	12,63
	Número de parcelas.	104	104	104	104	104	104
B	Número de Espécies	40	44	20	28	40	46
	S^*_{2000}	62	51	48	50	58	51
	Número de indivíduos	316	959	75	177	391	1136
	H'	2,956	2,828	2,401	2,613	2,929	2,879
	J	0,8012	0,7472	0,8014	0,7843	0,7941	0,7521
	α	12,13	9,519	8,924	9,361	11,16	9,625
	Número de parcelas	12	12	12	12	12	12
C	Número de Espécies	38	41	21	30	42	47
	S^*_{2000}	55	46	52	55	58	51
	Número de indivíduos	374	1052	75	170	449	1222
	H'	2,222	1,96	2,55	2,65	2,39	2,13
	J	0,61	0,523	0,84	0,78	0,64	0,55
	α	10,57	8,49	9,69	10,57	11,34	9,703
	Número de parcelas	10	10	10	10	10	10

S^*_{2000} riqueza corrigida através do índice α para uma amostra de 2000 indivíduos

Nota-se que o número de sub-parcelas (1 x 10 m) classificadas como clareiras foi bem maior na área A devido aos efeitos da passagem do tornado; valor que chegou a ser quase 10 vezes superior com relação as demais áreas.

A similaridade florística encontrada entre dossel e clareira foi maior na classe 1 para todos os locais estudados, entretanto a área C apresentou o menor índice de Jaccard. (Tabela 8). Nesse local 10 espécies foram exclusivas das clareiras e 14 de dossel. Silva e Araújo (2005) também encontraram uma alta similaridade entre dossel e clareira num fragmento de floresta estacional semidecidual. A alta similaridade entre esses ambientes indica que as mesmas espécies que se regeneram no sub-bosque estão conseguindo fazer o mesmo no ambiente de clareira (MARTINS *et al.* 2008). Entretanto, os valores da classe 2 demonstram menor similaridade florística em alguns locais de estudo, principalmente na área C, onde 17 espécies foram exclusivas do dossel fechado e 8 das clareiras.

Tabela 8 – Índices de similaridade florística entre clareira e dossel fechado nos três locais de estudo e duas classes de tamanho. A = Área A (efeito do tornado); B= Área B (menor grau de distúrbio), C = Área C (extração seletiva de

Local	Índices de similaridade	Índices de similaridade	
		< 50 cm	≥ 50 cm
A	Jaccard	0,69	0,53
	Sørensen	0,71	0,69
B	Jaccard	0,83	0,41
	Sørensen	0,71	0,58
C	Jaccard	0,55	0,34
	Sørensen	0,71	0,51

Nota-se que na classe 1 os índices de diversidade sempre foram maiores no ambiente de clareiras (Tabela 7). Na classe 2, apenas a equidade é superior nesse ambiente, os demais índices foram maiores sobdossel. A riqueza corrigida pelo α de Fisher resultou em um número maior de espécies que se regeneram nas clareiras do que sob dossel fechado na classe 1. Na classe 2, a riqueza permaneceu maior nas áreas sob dossel.

As curvas de rarefação indicaram que, embora a abundância de indivíduos seja menor nas clareiras, os dois ambientes se assemelham quanto à sua heterogeneidade, com grande sobreposição das curvas, independentemente da classe de tamanho (Figura 33 e 34).

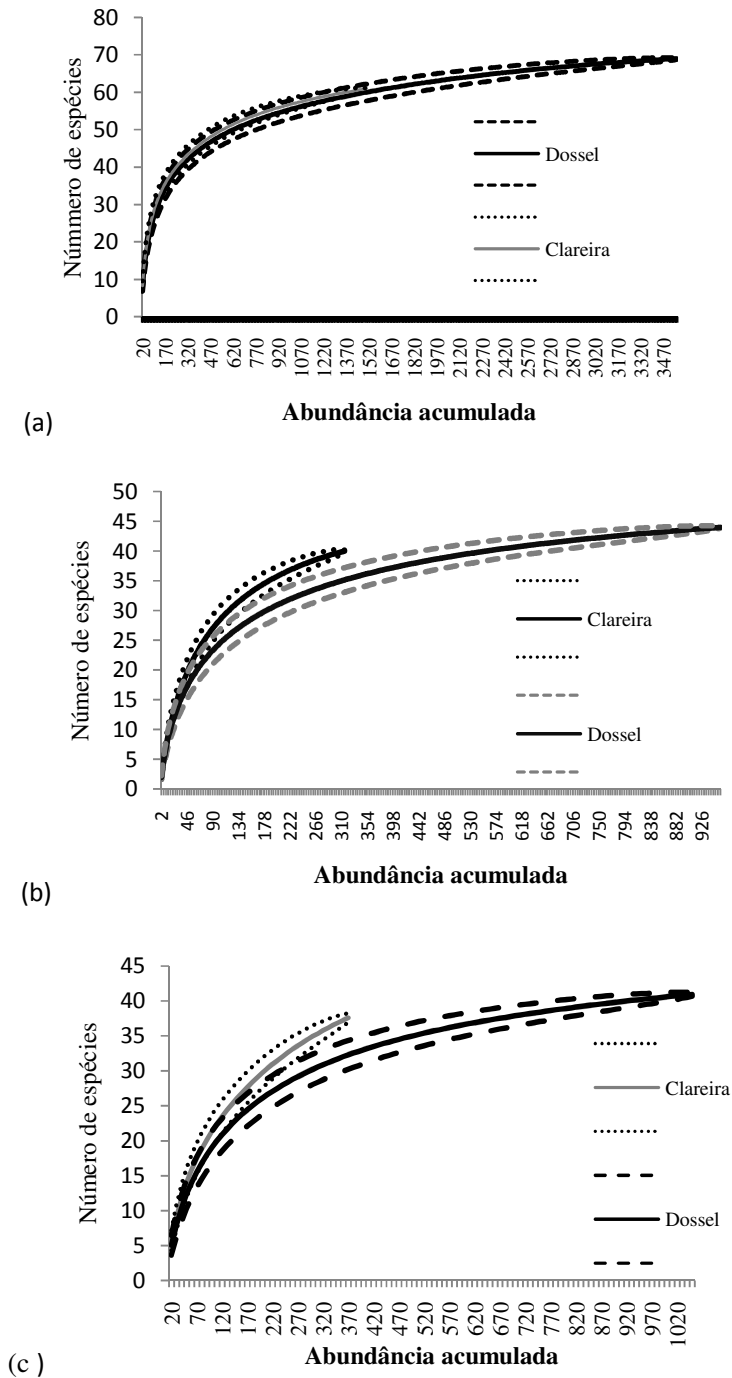


Figura 33– Curva de rarefação (método de “bootstrap”) para os ambientes de clareira e dossel nas três áreas amostrais classe 1: ≤ 50 cm. (a) = área A- (efeito do tornado) ; (b) = área B (menor grau de distúrbio) ; (c) = área C (extração seletiva de madeira).

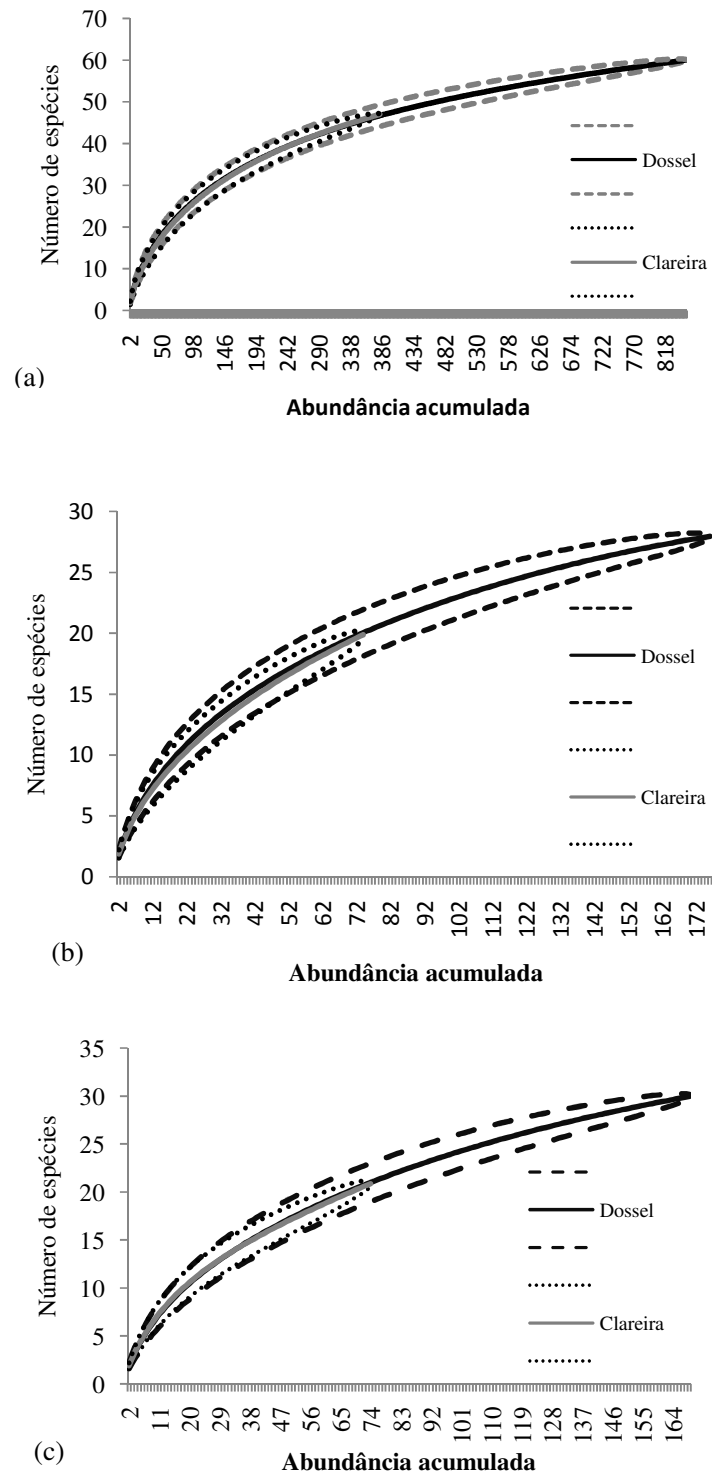


Figura 34 – Curva de rarefação (método de “bootstrap”) para os ambientes de clareira e dossel nas três áreas amostrais na classe 2: > 50 cm e $\leq 1,30$ m. (a) = área A- (efeito do tornado) ; (b) = área B (menor grau de distúrbio) ; (c) = área C (extração seletiva de madeira)

A. conceptionis apresentou a maior densidade sob dossel fechado nas áreas A e C, na classe 1; porém, perdeu essa dominância para *A. pentandra* na classe 2, nesses mesmos locais de estudo (Figura 35). O teste t indicou (Tabela 9) que a abundância da foi maior nas áreas de dossel fechado, para a maioria dos locais e áreas estudadas.

A. polyphylla, apesar de ser uma espécie pioneira, apresentou maior densidade em áreas sob dossel fechado na área A, provavelmente pela influência das grandes clareiras mesmo nos ambientes sob dossel, permitindo maior entrada lateral de luz.

R. elaeocarpum, na área B apresentou maior densidade nas áreas sob dossel (10 vezes maior do que em áreas de clareiras apenas na classe 1; esse alto valor ocorreu devido à grande quantidade de plântulas encontradas na época da amostragem, por ser após o período de dispersão de suas sementes. Nota-se que na classe 2 *R. elaeocarpum* não apareceu entre as 10 espécies com maior densidade em dossel ou clareira.

Poucas espécies apresentaram maior densidade nas áreas de clareiras, como *C. floribundus*, *A. polyneuron*, e *A. graveolens* na classe 1 e *T. catigua*, *Piper* sp2 e *Mollinedia* sp na classe 2; *S. dyctiocarpa* e *U. baccifera* na classe 1 da área A (Figuras 35 e 36).

Na área B, *C. floribundus* e *A. graveolens* apresentaram indivíduos somente nos locais com clareiras e na classe 1. *Faramea* sp, ao contrário dessas espécies, foi exclusiva das áreas de dossel para os indivíduos menores que 50 cm de altura.

De modo geral, o teste t demonstrou que poucas espécies apresentaram preferência por ambientes de clareira (com maior média de densidade nas clareiras). Muitas apresentaram preferência por dossel fechado e algumas foram indiferentes quanto ao ambiente. Vale ressaltar que esse resultado variou por local estudado, fato explicado pelas diferentes áreas amostrais de cada lugar ou também pelo reduzido tamanho das clareiras nas áreas B e C, quando comparadas com a área A.

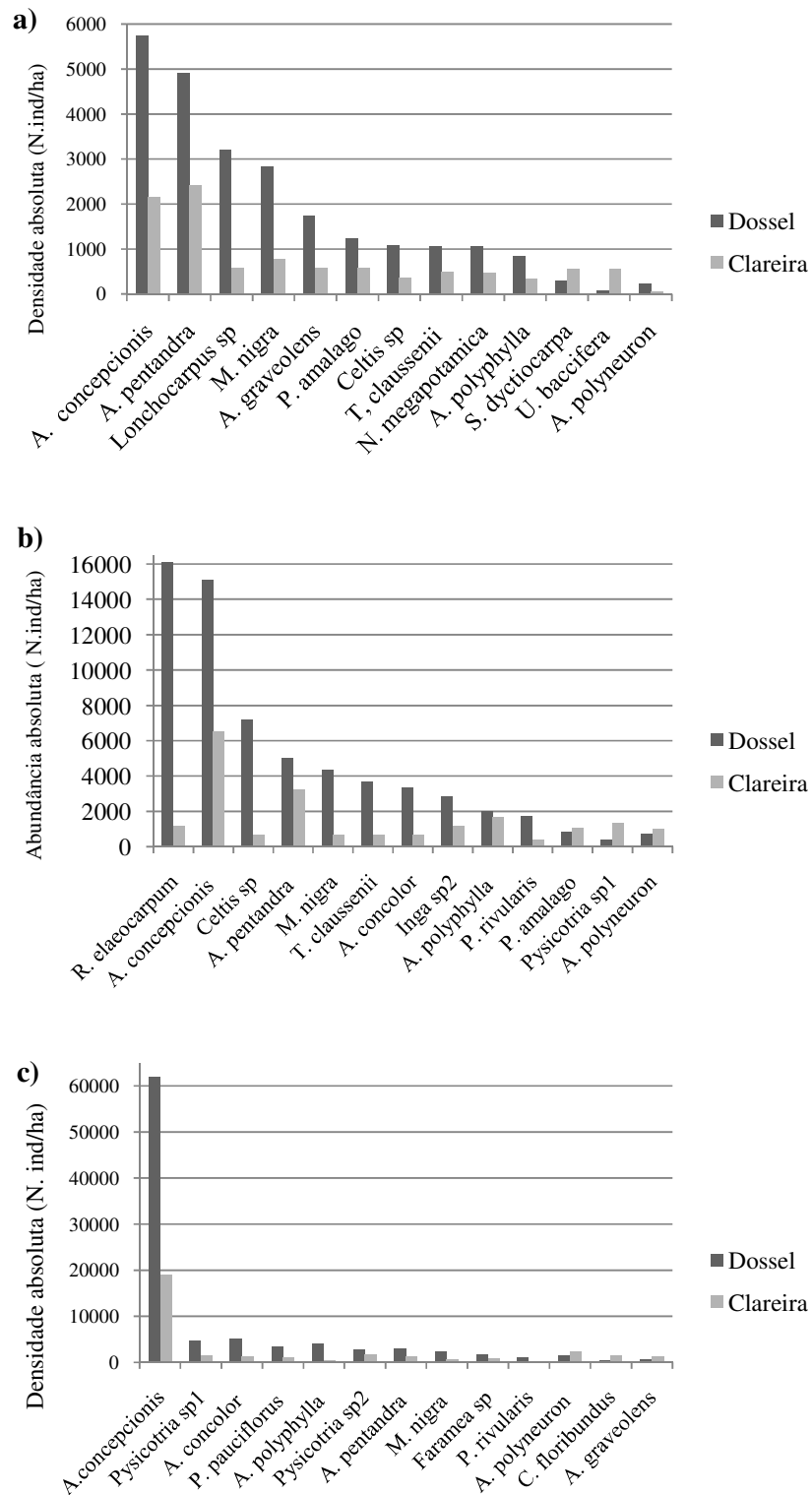


Figura 35 – Densidade absoluta das 10 espécies com maiores valores em dossel e clareira nas três áreas amostrais da classe 1: < 50 cm de altura (a) = área A (efeito do tornado) ; (b) = área B (menor grau de distúrbio) ; (c) = área C (extração seletiva de madeira).

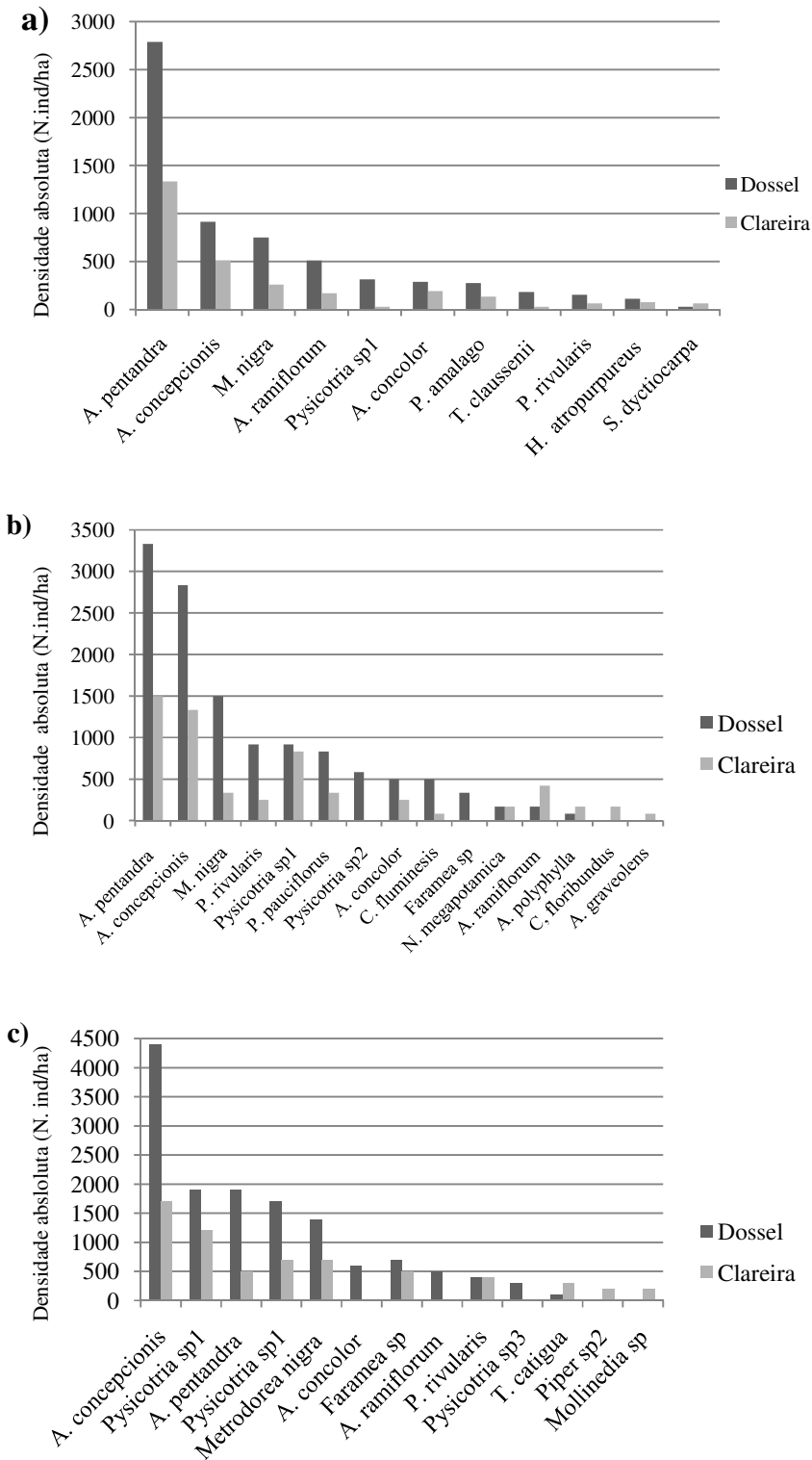


Figura 36– Densidade absoluta das 10 espécies com maiores valores em dossel e clareira nas três áreas amostrais na classe 2: > 50 cm e ≤ 1,30 m. (a) = área A- (efeito do tornado) ; (b) = área B (menor grau de distúrbio) ; (c) = área C (extração seletiva de madeira).

Tabela 9– Resultado do “teste t” para as 10 espécies com maior densidade em clareira e dossel. O ambiente preferencial indica onde ocorreu a maior média e o resultado do p foi significativo. : classe 1: ≤ 50 cm e classe 2: > 50 cm e $\leq 1,30$ m..A = Área A (efeito do tornado); B= Área B (menor grau de distúrbio), C = Área C (extração seletiva de madeira).

Local	Classe	Espécie	Ambiente preferencial	p valor	t valor
A	1	<i>A. polyphylla</i>	Sob dossel	0,000002	4,909464
		<i>A. conceptionis</i>	Sob dossel	0,000061	4,093051
		<i>A. pentandra</i>	Nenhum	0,390658	-0,86022
		<i>A. polyneuron</i>	Nenhum	0,296939	-1,04566
		<i>Astronium graveolens</i>	Sob dossel	0,001134	3,301022
		<i>Celtis sp</i>	Sob dossel	0,000327	3,654417
		<i>U. baccifera</i>	Clareira	0,001500	3,217618
		<i>T. clausenii</i>	Sob dossel	0,006491	2,749770
		<i>S. dyctiocarpa</i>	Clareira	0,012497	2,519814
		<i>P. amalago</i>	Sob dossel	0,004309	2,886483
		<i>N. megapotamica</i>	Sob dossel	0,003769	2,930091
		<i>Metrodorea nigra</i>	Nenhum	0,906617	0,117451
		<i>L. muehlbergianus</i>	Sob dossel	0,021854	2,310356
A	2	<i>A. conceptionis</i>	Sob dossel	0,004359	-2,88286
		<i>A. concolor</i>	Nenhum	1,000000	0,00
		<i>A. pentandra</i>	Sob dossel	0,000002	-4,86929
		<i>M. nigra</i>	Sob dossel	0,000823	-3,39502
		<i>P. rivularis</i>	Nenhum	0,080871	-1,75427
		<i>A. ramiflorum</i>	Sob dossel	0,000435	-3,57597
		<i>H. atropurpureus</i>	Nenhum	0,435885	-0,7806
		<i>P. amalago</i>	Sob dossel	0,045488	-2,01232
		<i>Psychotria sp1</i>	Sob dossel	0,000033	-4,24594
		<i>S. dyctiocarpa</i>	Nenhum	0,278864	1,085738
<i>Trichilia clausenii</i>	Sob dossel	0,007228	-2,71316		
B	1	<i>A. polyphylla</i>	Nenhum	0,693072	0,399919
		<i>A. conceptionis</i>	Sob dossel	0,035997	-2,23361
		<i>A. pentandra</i>	Nenhum	0,193348	-1,34180
		<i>Aspidosperma</i>	Nenhum	0,454804	0,760886
		<i>R. elaeocarpum</i>	Nenhum	0,057989	-2,00005
		<i>Trichilia clausenii</i>	Sob dossel	0,001487	-3,62828
		<i>I. striata</i>	Nenhum	0,151276	-1,48929
		<i>Metrodorea nigra</i>	Sob dossel	0,001501	-3,62428
<i>A. concolor</i>	Sob dossel	0,005494	-3,07853		

Local	Classe	Espécie	Ambiente preferencial	p valor	t valor
B	2	<i>A. polyphylla</i>	Sob dossel	0,002935	3,3445
		<i>A. conceptionis</i>	Nenhum	0,212816	1,2830
		<i>A. pentandra</i>	Nenhum	0,494598	-0,694
		<i>A. ramiflorum</i>	Nenhum	0,102962	1,7013
		<i>M. nigra</i>	Nenhum	0,143972	1,6031
		<i>Psychotria sp1</i>	Nenhum	0,404862	-1,176
		<i>P. rivularis</i>	Nenhum	0,130895	-1,386
C	1	<i>A. conceptionis</i>	Sob dossel	0,000186	-4,680
		<i>A. pentandra</i>	Sob dossel	0,007410	-3,017
		<i>A. polyneuron</i>	Nenhum	0,092710	1,776
		<i>M. nigra</i>	Nenhum	0,083467	-1,833
		<i>A. polyphylla</i>	Nenhum	0,118387	-1,640
		<i>P. rivularis</i>	Nenhum	0,138738	-1,549
		<i>Psychotria sp1</i>	Nenhum	0,457599	-0,759
		<i>Psychotria sp2</i>	Nenhum	0,153952	-1,488
		<i>A. graveolens</i>	Nenhum	0,493113	0,700
		<i>P. pauciflorus</i>	Nenhum	0,180895	-1,392
		<i>Faramea sp</i>	Nenhum	0,283696	-1,105
		<i>A. concolor</i>	Sob dossel	0,009263	-2,914
C	2	<i>A. conceptionis</i>	Sob dossel	0,008440	2,957
		<i>A. pentandra</i>	Sob dossel	0,015151	2,684
		<i>M. nigra</i>	Sob dossel	0,035239	2,277
		<i>P. rivularis</i>	Nenhum	1,000000	0,000
		<i>Psychotria sp1</i>	Nenhum	1,000000	0,000
		<i>Psychotria sp2</i>	Nenhum	0,114122	1,661
		<i>Psychotria sp3</i>	Nenhum	0,330565	1,000
		<i>Faramea sp</i>	Nenhum	0,458298	0,758
		<i>A. concolor</i>	Sob dossel	0,038846	2,228
		<i>A. ramiflorum</i>	Sob dossel	0,024770	2,449
		<i>T. catigua</i>	Nenhum	0,407287	-0,849

Na comparação das três áreas nota-se que a densidade absoluta (N.ind/ha) foi maior nos locais sob dossel em todas as áreas de estudos e classes de tamanho (Figura 37). A área A somou a maior área amostral total, devido à grande quantidade de clareiras em função da passagem do tornado. Porém, nesta área tanto a densidade da regeneração natural sob dossel quanto nas clareiras foram menores dentre as três áreas de estudo. As grandes clareiras existentes no local perturbado pelo tornado provavelmente influenciaram também as áreas sob dossel contínuo que são poucas e formam pequenas ilhas em um “mar” de clareiras grandes dominadas por bambuzinhos, diminuindo a densidade dos indivíduos nessa área.

Segundo González *et al.* (2002), em solos cobertos por bambus a camada de serrapilheira geralmente é muito espessa. Assim, a germinação das sementes de diversas espécies de árvores é comprometida, devido à dificuldade dessas sementes em atingir o solo. Também se acredita que os bambus diminuam a sobrevivência das plântulas pelo aumento do estresse hídrico do solo durante a estação seca, além de reduzir a quantidade de recursos disponíveis para o recrutamento e desenvolvimento adequado das plântulas de árvores (GUILERME, 2004).

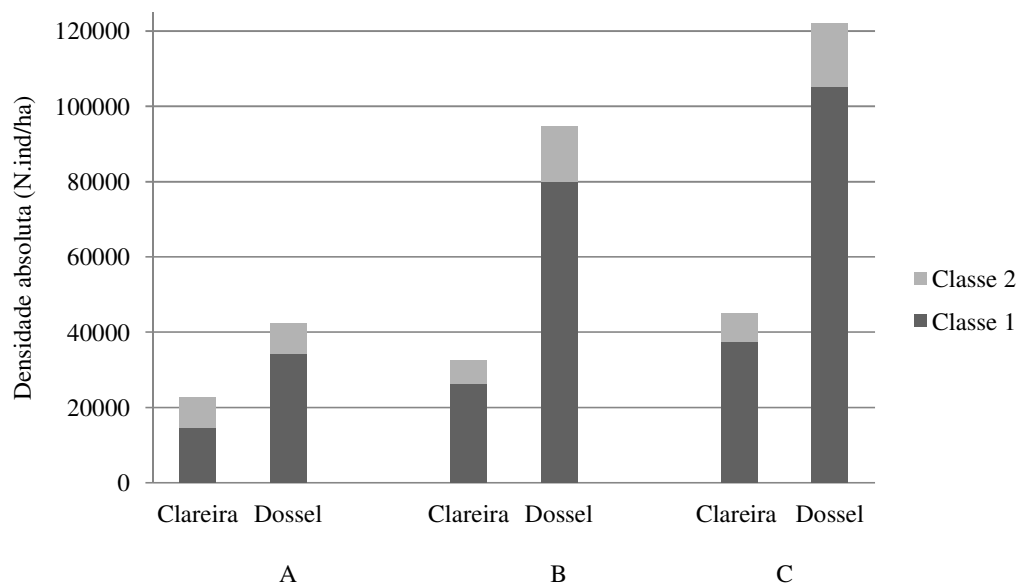


Figura 37– Densidade absoluta total nos ambientes de dossel e clareira nas três áreas de estudo. A = Área A (efeito do tornado); B= Área B (menor grau de distúrbio); C = Área C (extração seletiva de madeira).

4.2. Variáveis microclimáticas

A. Caracterização das áreas de estudo

As áreas se diferiram quanto ao microclima (Tabela 10 e Figura 38). Na área que sofreu a passagem do tornado (área A) observaram-se as maiores temperaturas do ar (média e máxima) e do solo, maior intensidade relativa de luz e menores umidades relativas do ar em relação às duas outras áreas, que foram mais semelhantes entre si.

Tabela 10 – Variáveis microclimáticas (médias diárias das quatro estações) nos três locais de estudo. A: local que sofreu com a passagem do tornado; B : local com menor grau de interferência antrópica; C: local que sofreu extração de madeira.

Variável (médias)	Local		
	A	B	C
Temperatura média (°C)	22,88b	21,57a	21,40a
Temperatura máxima (°C)	26,26a	23,8a	24,90a
Temperatura mínima (°C)	18,77b	19,16a	19,48a
Umidade relativa do ar (%)	89,02b	94,70a	94,71a
UR % máxima	91,74a	95,23a	95,20a
UR% mínima	82,70b	91,88a	91,63a
Intensidade relativa de luz (%)	34,08b	14,39a	15,85a
Temperatura do solo (°C)	24,39a	22,33a	22,19a

Os valores de letras iguais não diferiram estatisticamente, ($p < 0,05$).

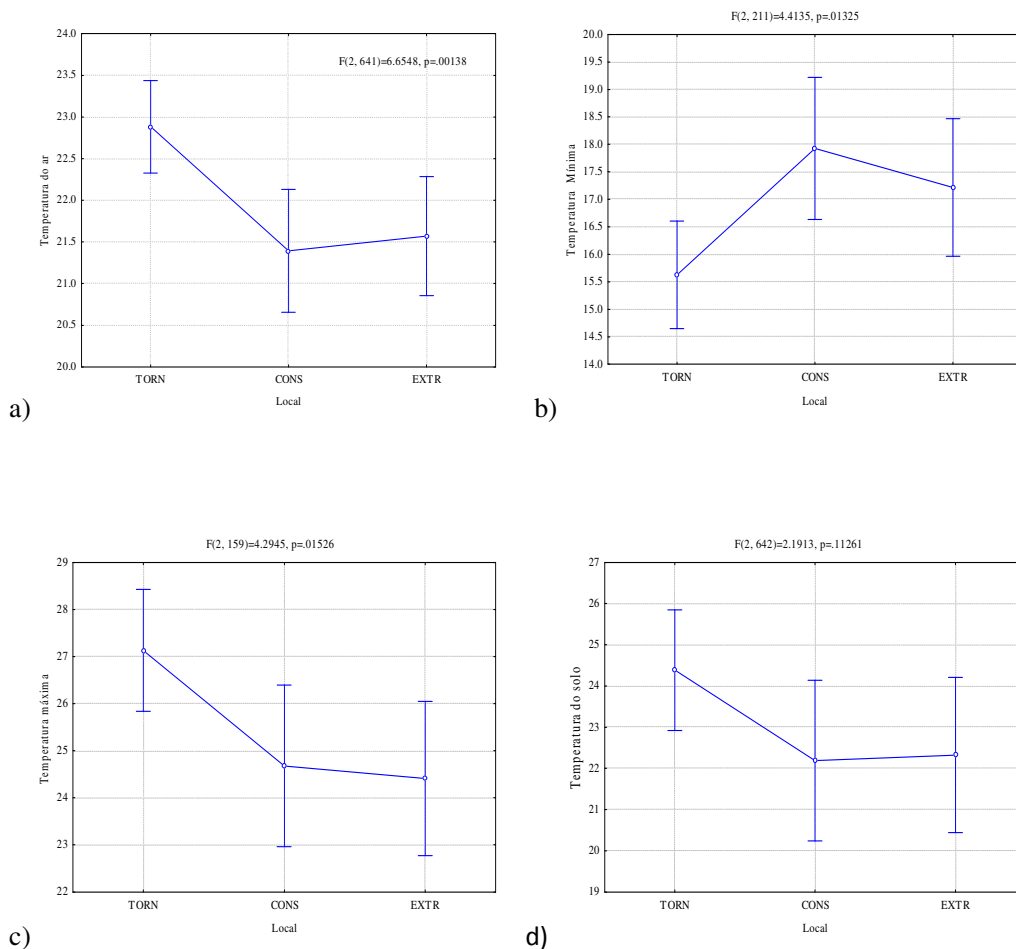


Figura 38 – Diferenças microclimáticas entre as áreas de estudo (a) média da temperatura atual; (b) média da temperatura máxima; (c) média da temperatura máxima, (d) temperatura do solo. TORN =local que sofreu com a passagem do tornado, área A; CONS = local com menor grau de interferência antrópica, área B; EXTR = local que sofre extração de madeira, área C.

A temperatura do solo não apresentou diferenças significativas a 5% de probabilidade entre os locais de estudo. Entretanto no local que sofreu a passagem do tornado, a temperatura média do solo foi ligeiramente maior que nas demais áreas. Esse resultado pode ser consequência da maior intensidade luminosa que incide diretamente sobre as camadas superficiais do solo, que estão mais aquecidas do que o ar. Essas temperaturas elevadas são mais acentuadas em solos que não possuem muita cobertura vegetal (ARAÚJO, 2002).

As maiores diferenças entre a área A e as demais foram quanto à intensidade relativa de luz (Figura 39a), fato esperado devido a grande quantidade de clareiras existentes neste local.

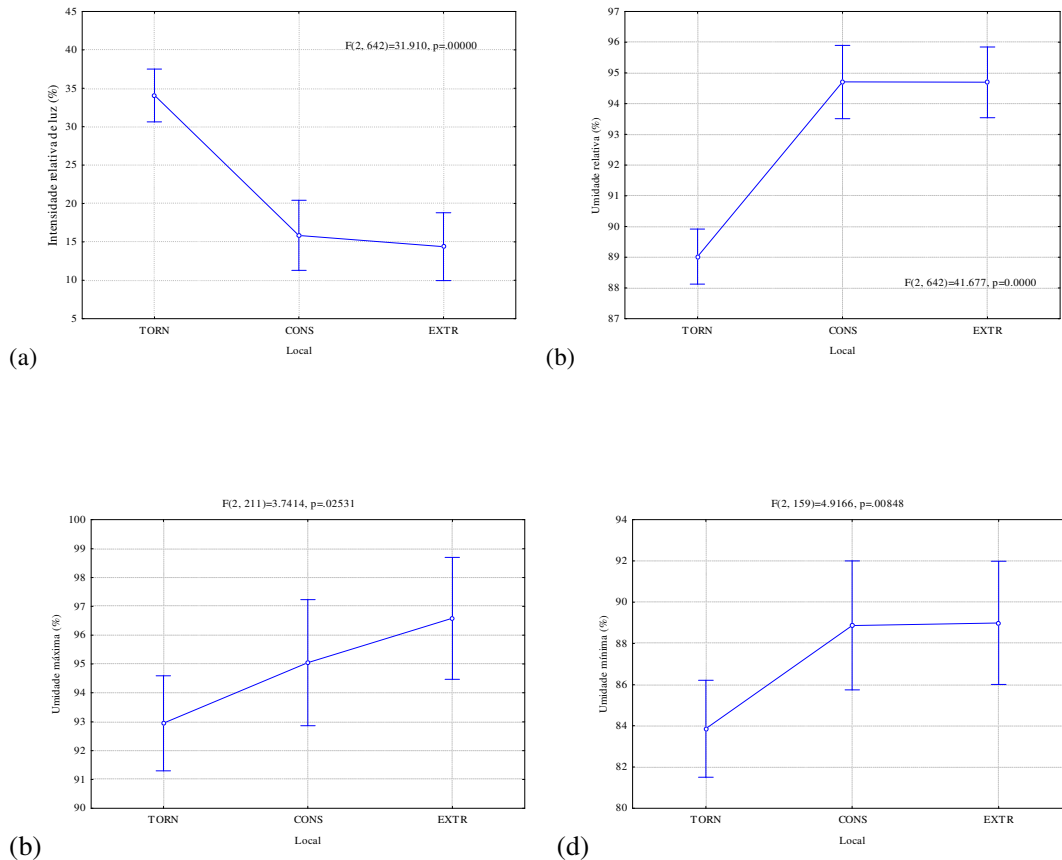


Figura 39 – Diferenças entre locais de estudo quanto a : (a) intensidade relativa de luz; ; (b) umidade relativa do ar média; (c) umidade relativa do ar máxima; (d) umidade relativa do ar mínima; TORN =local que sofre com a passagem do tornado, área A; CONS = local com menor grau de interferência antrópica, área B; EXTR = local que sofreu extração de madeira, área C.

Os dados de umidade relativa do ar (atual e mínima) diferiram a 5% de probabilidade entre os locais de estudo (Figura 39), com relação a umidade relativa máxima, não ocorreu diferenças entre as áreas amostrais; entretanto a menor média ocorreu na A. Uma vez que a capacidade máxima da atmosfera de reter vapor é determinada pela temperatura do ar o comportamento da umidade relativa pode ser explicado por essa variável (PEZZOANE, 2001). A umidade relativa foi o inverso das temperaturas máximas observadas neste estudo.

Pela comparação das variáveis microclimáticas entre as áreas, comprovou-se que as regiões que possuem um dossel mais denso na floresta possuem uma exposição menor do solo, temperaturas mais amenas e variações menos drásticas. Essas variações ambientais afetam a regeneração e o estabelecimento das espécies arbóreas.

B. Variáveis microclimáticas entre clareira e dossel

Ao analisarmos as variáveis microclimáticas já é possível notar algumas diferenças entre áreas sob dossel e as de clareira (Tabela 11).

Tabela 11 – Média da temperatura do ar (atual, máxima e mínima); umidade do ar (atual, máxima e mínima); temperatura do solo e intensidade luminosa nos três locais de estudo diferenciando os ambientes de clareira e dossel na. A : local que sofreu com a passagem do tornado; B : local com menor grau de interferência antrópica e C: local que sofreu extração de madeira.

Variável	Local					
	A		B		C	
	Dossel	Clareira	Dossel	Clareira	Dossel	Clareira
Temperatura média(°C)	22,25a	23,39a	21,21a	21,98a	21,21a	21,64a
Temperatura máxima (°C)	24,72a	27,49a	23,26a	24,94a	24,87a	24,59a
Temperatura mínima (°C)	19,19a	18,25a	19,24a	19,06a	19,61a	19,31a
Umidade relativa do ar (%)	91,15a	87,32b	94,67a	94,73a	94,83a	94,54a
UR % máxima	92,95a	90,76a	95,43a	95,00a	94,57a	96,04a
UR% mínima	86,77a	79,45b	92,60a	91,06a	92,02a	91,10a
Intensidade relativa de luz (%)	9,50a	53,74b	2,88a	27,53b	6,63a	28,15b
Temperatura do solo(°C)	22,96a	25,53a	22,09a	22,60a	22,24a	22,13a

Os valores de letras iguais não diferiram estatisticamente, ($p < 0,05$).

Com relação aos dados de temperatura (atual, máxima, mínima e do solo) não houve diferenças entre os locais sob dossel e em clareira para os três locais de estudo (Figura 40). Vale ressaltar que as maiores médias de temperatura sempre ocorreram nos locais nos ambientes de clareira (Tabela 10). Ao comparar os mesmos ambientes do presente estudo, Martineli *et al* (2004.) também encontraram as maiores temperaturas em áreas de clareira.

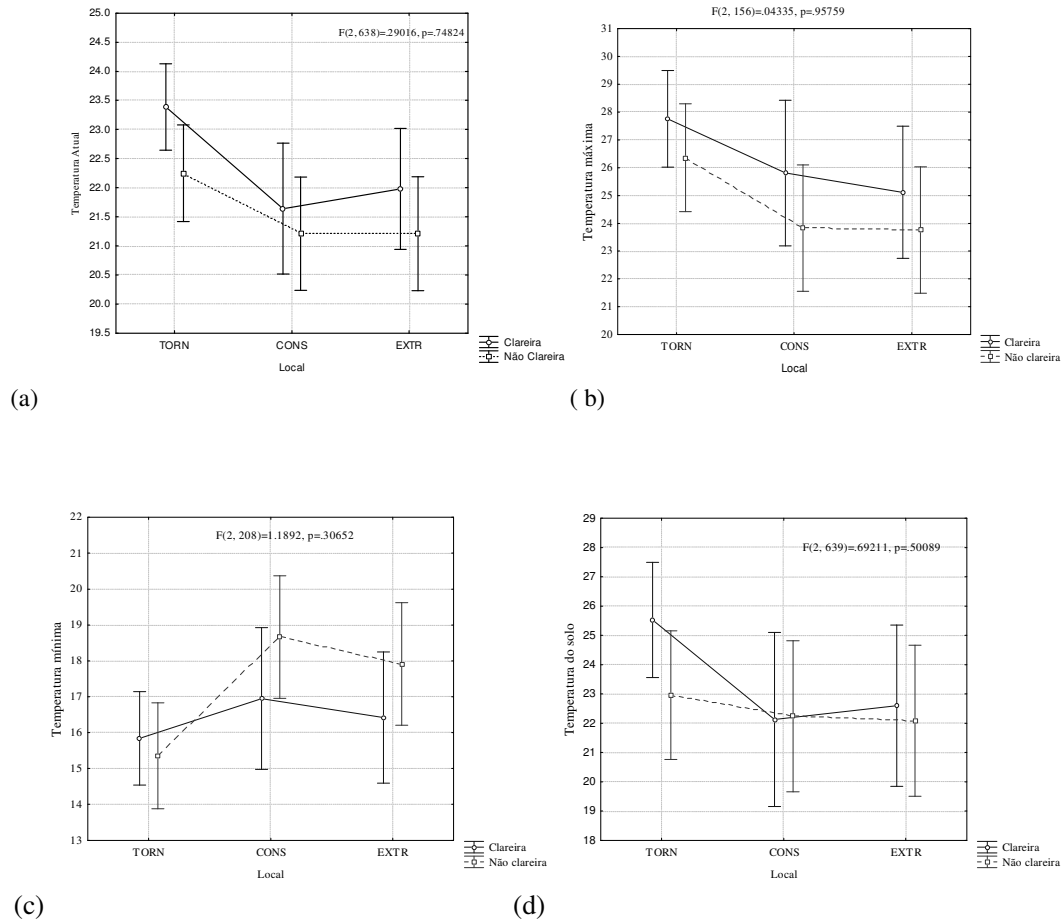


Figura 40– Efeito do ambiente na : (a) média da temperatura atual; (b) média da temperatura máxima; (c) média da temperatura mínima, (d) temperatura do solo, em ambientes de clareira e não-clareira (dossel). TORN =local que sofre com a passagem do tornado, área A; CONS = local com menor grau de interferência antrópica, área B; EXTR = local que sofreu extração de madeira, área C.

As diferenças de umidade entre dossel fechado e clareira ocorreram apenas para a atual e a mínima, no local que sofreu a passagem do tornado. Nas demais áreas os valores entre dossel e clareira foram semelhantes, sendo que as menores médias geralmente ocorreram nos ambientes de clareira (Tabela11). Ao compararmos as áreas sob dossel, nota-se que a umidade atual da área A é menor que os ambientes com clareiras dos locais B e C, ou seja, as clareiras dessas áreas apresentaram maior média da umidade atual, do que os ambientes dossel da área A, esse fator ocorreu pelas grande ausência de dossel gerado pelo tornado. A intensidade relativa luminosa apresentou diferenças significativas nos dois ambientes das três áreas amostrais, fato evidenciado na área A devido ao maior tamanho das clareiras.

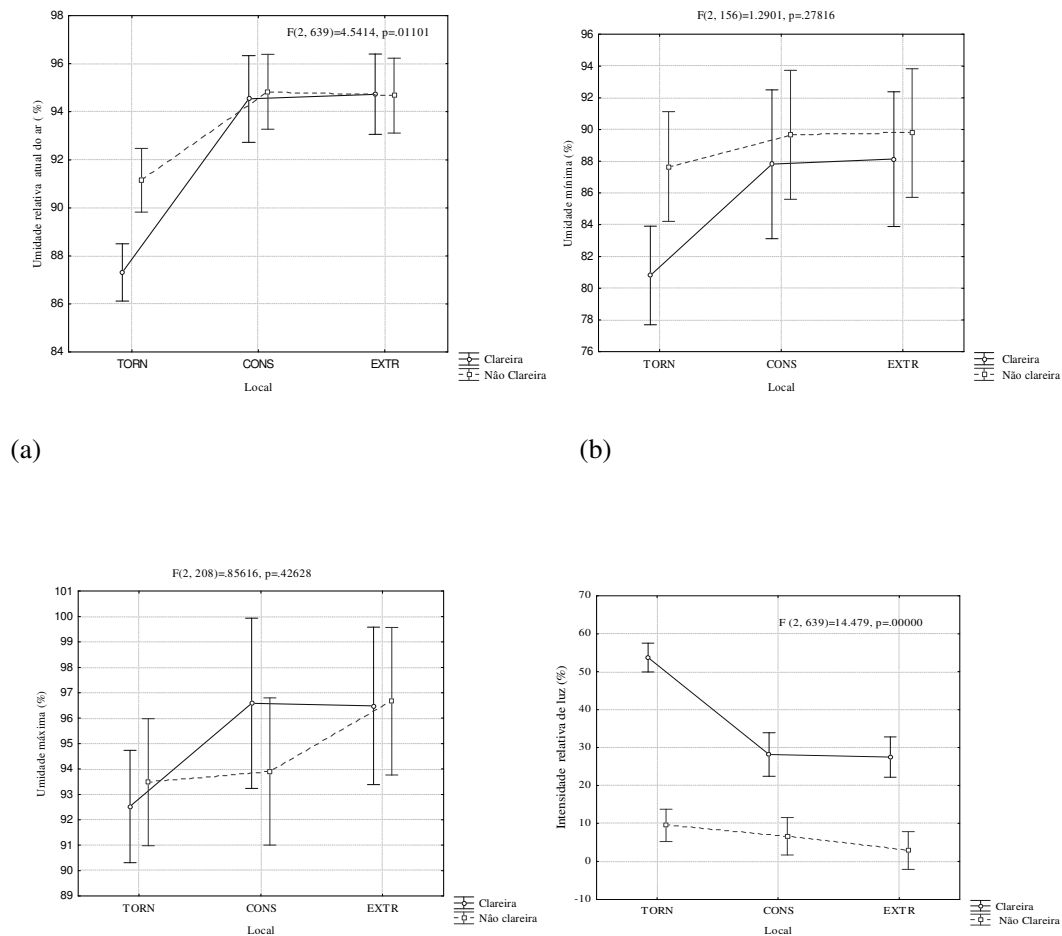


Figura 41 - Efeito do ambiente na : (a) média da umidade atual; (b) média da umidade mínima; (c) média da umidade máxima, (d) intensidade luminosa. TORN =local que sofre com a passagem do tornado área A, em ambientes de clareira e não-clareira (dossel); CONS = local com menor grau de interferência antrópica, área B; EXTR = local que sofreu extração de madeira, área C.

A abertura de clareiras aumenta a intensidade e quantidade de luz que chega aos estratos inferiores bem como diminuição da umidade relativa ar, que coincide com a elevação de temperatura e com sua variação no solo (TABALARELLI, 1994). Todos os dados apresentados corroboram com que relatou o autor.

Segundo Whitmore (1978) o tamanho da clareira influencia o microclima da floresta, fato observado no local que sofreu a perturbação do tornado, pelo maior tamanho das clareiras em relação os outros locais (diferenças visuais, pois não foram realizadas medições de clareiras nesse trabalho). Nas clareiras dessa área, as diferenças com o dossel

fechado de algumas variáveis microclimáticas foram bem contrastantes (Figuras 40 e 41). Essa mudança microclimática influencia na composição florística, pois existem diferentes necessidades ecofisiológicas das espécies (WHITMORE, 1978). Segundo JARDIM *et al.* (1993) são os diversos microambientes formados nas clareiras que favorecem o desenvolvimento das espécies na floresta, mudando o nível de recursos disponíveis e a eficiência de recrutamento ou ingresso; fato verificado através de algumas diferenças na regeneração natural entre clareira e dossel.

Entretanto vale ressaltar que num fragmento de floresta estacional, semidecidual os aumentos de disponibilidade de luz sob as copas de árvores decíduas tanto podem favorecer como prejudicar alguns indivíduos ou espécies, o que implicaria num efeito diferencial ou seletivo sobre as plântulas (GANDOLFI, 2000). Ou seja, a deciduidade das florestas, em certas épocas do ano, provoca alterações microclimáticas entre as áreas de dossel fechado, e como consequência diferenças na regeneração natural.

5. CONCLUSÕES

As três áreas amostrais apresentaram-se semelhantes com relação à composição florística do estrato arbóreo e regenerante, entretanto foi possível verificar a presença de espécies exclusivas para algumas áreas, principalmente a área C.

As diferenças encontradas foram na estrutura da floresta, principalmente na densidade, dominância e índices de diversidade. Os maiores índices de diversidade ocorreram na área A, onde os distúrbios parecem ter criado diferentes nichos de regeneração que favoreceram o estabelecimento de algumas espécies. A área B (menor grau de interferência antrópica e menor regime de distúrbios naturais) apresentou os menores índices de diversidade, indicando um maior equilíbrio. Apesar da área C ter sofrido um grande distúrbio no passado, nota-se que a mesma apresentou boa capacidade de recuperação, quando os dados de composição, estrutura e índices de diversidade são comparados com a área B (menor grau de interferência antrópica). Esses fatores confirmam a hipótese de que a história de perturbação afeta a estrutura da floresta, entretanto, existem outros fatores que também devem estar influenciando e que não foram considerados, como, por exemplo, o tipo de solo.

A divisão da amostragem do estrato arbóreo em duas classes de tamanho foi relevante para detectar algumas diferenças entre as áreas, tanto no sub – bosque como no dossel e subdossel, principalmente com relação à dominância das espécies.

Os resultados encontrados na regeneração natural mostraram que a floresta respondeu de forma diferente ao regime de distúrbios sofridos, pois foi observada uma grande dominância de *A. conceptionis* na área C. Na área A foi notada uma menor densidade de indivíduos regenerantes, devido aos efeitos da passagem do tornado; fato comprovado através da análise da regeneração natural, diferenciando os ambientes de dossel e clareiras. Esse último fator demonstrou que a regeneração natural das espécies foi prejudicada pela formação das grandes clareiras geradas por um distúrbio de maior escala. O conhecimento dos efeitos dessas alterações necessita de estudos de longo prazo (dinâmica); porém a menor quantidade observada de indivíduos regenerantes na área A em comparação com as outras áreas poderia indicar uma necessidade de manejo que facilite o processo de regeneração natural nesse local de estudo.

6. REFERÊNCIAS

ALVES, S. L. et al. Sucessão florestal e grupos ecológicos em floresta atlântica de encosta, Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ. **Revista da Universidade Rural**, Rio de Janeiro, v. 25, p. 26-3, 2005.

AMADOR, B. T.; VIANA, V. M. Dinâmica de capoeiras baixas na restauração de um fragmento florestal. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 57, p. 69-80, 2000.

ANTONIO, M. A.; ANTONIO, C. A. A.; FIGUEIREDO, J. C. Tornados do outono de 2004 no Interior Paulista. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005. Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 2819-2826.

ARAUJO, K. D. **Diferenciação microclimática em paisagens com diferentes formas de cobertura vegetal**: o caso do Campus I da UFPB. 2002. 130 f. Monografia de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia)-Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2002.

ARMELIN, R. S.; MANTOVANI, W. Definições de clareira natural e suas implicações no estudo da dinâmica sucessional em florestas. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 52, n. 81, p. 5-15, 2001.

BERRY, P. E. Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. H. **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Cartago: Ediciones LUR, 2002. p. 83-96.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5., 2002, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: SOBRADE, 2002. p. 123-145.

BRANDÃO, D. O. et al. Regeneração natural de espécies arbóreas em uma área de pastagem vizinha de um fragmento de floresta estacional decidual (Mata Seca) no Norte de MG. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, p. 546-548, 2007. Suplemento 1.

BROKAW, N. V. L. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. **Biotropica**, Lawrence , v. 14, p. 158-160, 1982.

BROWN, N. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland forest. **Journal of Tropical Ecology**, Aberdeen, v. 9, p. 153-168, 1993.

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

BUDOWSKI, A. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional progresses. **Turrialba**, Turrialba, v.15, p. 40-2, 1965.

CARPANEZZI, A. A. **Estudos básicos sobre a ecologia da floresta estacional tropical latifoliolada semidecídua e formações anexas na região de Lençóis Paulista, Estado de São Paulo**. São Paulo: Duraflora, 1975. Não publicado. Relatório geral apresentado à Duraflora.

CARVALHO, J. O. P. **Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará**. 1982. 128 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)-Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1982.

CARVALHO, L. M. T.; FONTES, M. A; OLIVEIRA FILHO, A. T. Tree species distribution in canopy gaps and mature forest in an area of cloud forest of the Ibitipoca Range, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 149, p. 9-22, 2000.

CASSOLA, H. **Aspectos da estrutura fitossociológica e silvigenética em fragmentos de floresta estacional semidecídua com diferentes histórias de perturbação em Botucatu, SP**. 2008. 85 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal)- Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

CHEUNG, K. C.; MARQUES, M. C. M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, São Carlos, v. 23, n. 4, p. 1048-1056, 2009.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, Washington, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

CONSELHO NACIONAL DA RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA. **Diretrizes para conservação e desenvolvimento sustentável da Mata Atlântica**. São Paulo, 1999. 43 p.

CONSÓRCIO MATA ATLÂNTICA. **Reserva da biosfera da Floresta Atlântica: plano de ação v. 1: referências básicas**. Campinas: Editora da Universidade Estadual de Campinas, 1992. 147 p.

DAVISON, C. P. **Estrutura de clareiras e a presença de bambus em um fragmento de Floresta Atlântica, SP, Brasil**. 2009. 97 p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente.)-Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2009.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.

DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, Washington, v. 12, p. 47-51, 1980.

DENSLOW, J. S. Disturbance-mediated coexistence of species. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. and P. S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Sao Diego :Academic Press, Orlando, Florida, 1985. chap. 17, p. 307-323.

DENSLOW, J. S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 18, p. 431-451, 1987.

DURAFLOA. **Identificação, mapeamento e quantificação de vegetação natural**São Paulo: Duratex, 1999. 9 p. Documento interno n. 1620631/01.

DURATEX. Institucional. 2010. Disponível em:
<<http://www.duratex.com.br/port/institucional/responsabilidade/sustentabilidade.asp>>. Acesso em: 1 fev. 2010.

FENNER, F. **Seed ecology**. London: Champman and Hall, 1985. 151 p.

- FERREIRA, M. J. et al. Avaliação da regeneração natural em nascentes perturbadas no município Lavras, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 109-129, 2009.
- FINOL, U. H. Nuevos parâmetros a considerarse em el analisis estructural de lãs selvas virgenes tropicales. **Revista Forestal Venezolana**, Merida, v. 14, n. 21, p. 29-49, 1971.
- FONSECA, R. C. B.; RODRIGUES, R. R. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 57, p. 27-43, 2000.
- GANDOLFI, S. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, município de Guarulhos, SP**. 1991. 230 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal)-Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.
- GANDOLFI, S. **História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP**. 2000. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal)-Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.
- GANDOLFI, S. **Sucessão florestal e as florestas brasileiras**, 2007. Disponível em: < <http://www.seb-ecologia.org.br/viiiiceb/palestrantes/Sergius.pdf>>. Acesso em: 20. fev.2010.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no Município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 55 n. 4, p. 753-767, 1995.
- GARWOOD, N. C. Functional morphology of tropical tree seedlings. In: SWAINE, M. D. (Ed.). **Ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO; Parthenon, 1996. p. 59-129.
- GOMEZ-POMPA, A.; VASQUEZ-YANES, C. Sucessional studies of a rain forest Mexico. In: WEST, D. C.; SHUGART, H. H.; BOTKN, D. B. (Eds.). **Forest succession: concepts and application**. New York: Springer-Verlag, 1981. p. 247-266.
- GONZÁLEZ, M. E. et al. Tree regeneration responses in lowland *Nothofagus* dominated forest after bamboo dieback in South-Central Chile. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 161, p. 59-73, 2002.

GREEN, P. T. Canopy gaps in rain forest on Christmas Island, Indian Ocean: size distribution and methods of measurement. **Journal of Tropical Ecology**, v.12 Cambridge, p. 427-434, 1996.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Sucesión secundaria. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. H. (Eds.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Cidade do México: Lur, 2002. p. 591-618.

GUILHERME, F. A. G. et al. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 174, p. 19-36, 2004.

HALLÉ, F.; OLDEMAN, R. A. A.; TOMLINSON, P. B. **Tropical trees and forests: an architectural analysis**. Berlin: Springer-Verlag, 1978. 441 p.

HARTSHORN, G.S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, v.12, p.23-30, 1980.

HELD, G. et al. Tornado Signatures for Nowcasting Using Radar and Lightning Observations in Brazil. **Geophysical Research Abstracts**, Volume 7, CD ROM, EGU General Assembly 2005, Vienna, Austria, 2005, 6p.

HERNANDES, J. L.; PEDRO-JUNIOR, M. J.; BARDIN, L. Diferenças estacionais entre variáveis microclimáticas para ambientes de interior de mata, vinhedo e posto meteorológico em Jundiá (SP). **Bragantia**, Cidade, v. 61, n. 2, p. 169-180, 2002.

HUBBELL, S. P. et al. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science**, Washington, v. 283, p. 554-557, 1999.

INOUE, M. T. **Regeneração natural**: seus problemas e perspectivas para as florestas brasileiras. Curitiba: FUPEF, 1979. 22 p. (Séria técnica, 1).

JARDIM, F. C. S.; SERRÃO, D. R.; NEMER, T. C. Efeito de diferentes tamanhos de clareiras, sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju-PA. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 37, p. 37-48, 2007.

JARDIM, F. C. S.; VOLPATO, M. M. L.; SOUZA, A. L. **Dinâmica de sucessão natural em clareiras de florestas tropicais**. Viçosa: SIF, 1993. 60 p.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A.; CARPANEZZI, A. A. Implantação de matas ciliares: estratégias para auxiliar a sucessão secundária. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1989, São Paulo. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 130-143.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies nativas. **IPEF**, Piracicaba, n. 41/42, p. 83-93, 1989.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description analyses**. London: Behaven, 1992. 363 p.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, Itajaí, v. 32, p. 165-389, 1980.

LAMPRECHT, H. Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas: possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado. Eschborn: Dt. Ges. Für Techn. Zusammenarbeit (GTZ), 1990. 332 p.

LAWTON, R. O.; PUTZ, F. E. Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. **Ecology**, Temp, v. 69, p. 764-777, 1988.

LEITE, E. C.; RODRIGUES, R. R. Análise do mosaico silvático em um fragmento de floresta tropical estacional no sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 443-452, 2008.

LIMA FILHO, D. A. et al. Regeneração natural de três hectares de floresta ombrófila densa de terra firme na região do rio urucu - AM, Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 32, n. 4, p. 555-669, 2002.

LIMA, R. A F. et al. Repeated disturbances and canopy disturbance regime in a tropical semi-deciduous forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 24, p. 85-93, 2008.

LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras em florestas pluviais tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Carlos, v. 28, p. 651-670, 2005.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Australia: Blackwell, 2004. 256 p.

MARANGON, L. C. et al. Regeneração natural em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 583-595, 2008.

MARCONDELLI, A. C. B. **Estrutura de uma comunidade arbórea de floresta estacional semidecídua não perturbada no noroeste paulista em relação à outra comunidade com indicadores de perturbação.** 2010. 47 p. Dissertação (Mestrado em Botânica)-Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2010.

MARTINELLI, L. et al. Influência da abertura de clareiras no microclima de floresta semidecidual secundária na bacia do rio Itapemirim, ES. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 8.; ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS-GRADUAÇÃO, 4., 2004., São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos, Universidade do Vale do Paraíba, 2004. p.572-575.

MARTINEZ-RAMOS, M. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perennifolias. In: GOMEZ-POMPA, A.; DEL AMO, R.S. (Eds.) **Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México.** México, Alhambra Mexicana, 1985. v.2, p. 191-239

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila.** Campinas: Editora da UNICAMP, 1991.246p.

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

MARTINS, S. V. et al. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Revista Árvore,** Viçosa, v. 32, n. 4, p.759-767, 2008.

MARTINS, S. V. et al. Regeneração pós-fogo em um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Ciência Florestal,** Santa Maria, v. 2, p. 11-19, 2002.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology,** Dordrecht, v. 163, p. 51-62, 2002.

MEIRA-NETO, J. A. A. **Estudos florísticos, estruturais e ambientais nos estratos arbóreo e herbáceo-arbustivo de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG.** 1997. 154p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas)-Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

MESQUITA, C. A. B.; VIEIRA, M. C. W. **Reservas particulares do patrimônio natural da Mata Atlântica**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2004. 56 p. (Caderno da reserva da biosfera da Mata Atlântica: série conservação e áreas protegidas).

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John WileySons, 1974. 547 p.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Washington, DC, v. 403, p. 853-858, 2000.

NAKASHIZUKA, T.; KATSUKI, T.; TANAKA, H. Forest canopy structure analyzed by using aerial photographs. **Ecological Research**, New York, v. 10, p. 13-18, 1995.

NARVAES, I. S. **Classificação e caracterização da regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS**. 143 p. 2004. Dissertação (Mestrado em Manejo Florestal)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

NASCIMENTO, H. E. M.; VIANA, V. M. Estrutura e dinâmica de eco-unidades em um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Scientia forestalis**, Piracicaba, n. 55, p. 29-47, 1999.

NEPSTAD, D. C. et al. Barreiras ao estabelecimento de árvores em pastos abandonados na Amazônia: banco de sementes, predação de sementes, herbivoria e seca. In: GASTON, C.; MOUTINHO, P. (Orgs.). **Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 1998. p. 191-218.

NEVES, D. A. **Evolução temporal de fragmentos de vegetação nativa no município de Agudos-SP, utilizando fotografias aéreas**. 2007. 139 p. Tese (Doutorado em Agronomia)- Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2007.

NUNES, Y. R. F. et al. Variações da fisionomia da comunidade arbóreas em um fragmento de Floresta Semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v.17, n.2, p.213-229, 2003.

OLDEMAN, R.A.A. **Elements of silvology**. New York: Spriger-Verlag, 1990. 623 p.

OLIVEIRA, L. C. **Dinâmica de crescimento e regeneração natural de uma floresta secundária no Estado do Pará.** 1995. 126 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas)-Universidade Federal do Pará, Belém, 1995.

OSTERTAG, R. Belowground effects of canopy gaps in a tropical wet forest. **Ecology, Temp**, v. 79, p. 1294-1304, 1998.

PARDI, M. M. **Espécies arbustivo-arbóreas em clareiras e micro-sítios de luz em uma Floresta de Restinga na Ilha do Cardoso, São Paulo.** 2007. 127 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

PEIXOTO, G. L. et al. Estrutura do componente arbóreo de um trecho de Floresta Atlântica na Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira Grande, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo, v. 19, n. 3, p. 539-547, 2005.

PEREIRA, I. M. et al. Regeneração natural em um remanescente de caatinga sob diferentes níveis de perturbação no agreste paraibano. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo, v. 15, n. 3, p. 413-426, 2002.

PEREIRA, I. M. et al. Regeneração natural em um remanescente de Caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no agreste paraibano. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo, p.413-425, v. 15, n. 3, 2001.

POPMA, J. et al. Pioneer species distribution in treefall gaps in Neotropical rain forest, a gap definition and its consequences. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 4, p. 77-88, 1988.

PEZZOPANE, J. E. M. **Caracterização microclimática, ecofisiológica e fitossociológica em uma floresta secundária, em Viçosa, MG.** 2001. 225 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal)-, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.

PICKETT, S. T. A.; WHITE, P. S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics.** San Diego: Academic Press, 1985. 472 p.

PILLAR, V. D. **Dinâmica temporal da vegetação.** Porto Alegre: UFRGS, Departamento de Botânica, 1994. Disponível em: <<http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>>. Acesso em: 12 fev. 2010.

PIRES, T. P. P. et al. Regeneração arbustivo-arbóreo em um fragmento de floresta estacional semidecidual. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 9., 2009, São Lourenço. **Anais...** São Lourenço, 2009.

POGGIANI, F.; OLIVEIRA, R. E.; CUNHA, G. C. Práticas de ecologia florestal. **Documentos Florestais IPEF**, Piracicaba, n. 16, p. 1-44, 1996.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2003. 510p.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1996. 470 p.

ROCHA, A. C. Geoprocessamento na criação de reservas particulares do patrimônio natural - RPPN's. In: SEMINÁRIO DE SENSORIAMENTO REMOTO E GEOPROCESSAMENTO DO VALE DO PARAÍBA, 1., 2006, Taubaté. **Anais...** Taubaté: UNITAU, 2006. p. 100-104.

RODRIGUES, R. R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais**, Piracicaba, n. 189, p.1-20, 1999b.

RODRIGUES, R. R. Restauração de florestas tropicais: indicadores de avaliação e monitoramento vegetal. In: SIMPÓSIO SOBRE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ECOSSISTEMA NATURAIS, 1, 1999, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: USP, ESALQ, Departamento de Ciências Florestais, 1999a. 8 p.

RUNKLE, J. R. Gap formation in some old-growth forests of the eastern United States. **Ecology**, Tempe, v. 62, p. 1041-1051, 1981.

RUNKLE, J.R. Disturbance regimes in temperate forests. In :Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds.): **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985. p.17-33.

SALDARRIAGA, J. G.; UHL, C. Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro. In: GOMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. (Eds.). **Tropical rain forest**: regeneration and management. New York: Blackwell, 1991. p. 303-312.

SANTIN, D. A. **A vegetação remanescente do município de Campinas (SP): mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando a conservação.** 1999. 502 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas)-Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

SANTOS, M. B. **Dinâmica da regeneração de clareiras naturais na Floresta de Restinga na Ilha do Cardoso, Cananéia/SP.** 2007. 87 p. Dissertação (Mestrado Recursos Florestais)-Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2007.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de um floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. **Floresta**, Curitiba, v. 36, p.59-74, 2006.

SILVA JUNIOR, W. M. et al. Regeneração natural de espécies arbustivos- arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual. **Scientia Florestalis**, Viçosa, n. 66, p. 169-179, 2004.

SOUZA, A. L. et al. Dinâmica da Regeneração natural em uma floresta ombrófila densa secundária, após os cortes de cipós, Reserva da Companhia Vale do Rio Doce S.A Estado do Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 26, n. 4, p. 411-419, 2002.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática:** guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2005. 64 p.

SPIEGEL, M.R. **Estatística.** São Paulo, McGraw-Hill. 1979. 580p

TABARELLI, M. Flora arbórea da floresta estacional baixo-montana no município de Santa Maria, RS, Brasil. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Revista do Instituto Florestal.**, São Paulo, v.4, pt.1, p.260-68, 1992. (Edição Especial)

TABARELLI, M. **Clareiras naturais e a dinâmica sucessional de um trecho de floresta da Serra da Cantareira, SP.** 1994. 143 p. Dissertação(Mestrado em Ecologia)-Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira Biologia**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TERBORGH, J. **Diversity and the tropical rain forest**. New York: Scientific American Library, 1992. 242 p.

TONHASCA JUNIOR, A. **Ecologia e história natural da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Interciência, 2005. 197 p.

VALÉRIO, A. F. et al. Análise da composição florística e da estrutura horizontal de uma Floresta Ombrófila Mista Montana, município de Irati, PR – Brasil. **Revista Acadêmica: ciências, agrárias e ambientais**, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 137-147, 2008.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York: Springer-Verlag, 1982. 213 p.

VELOSO, H. P. As comunidades e as estações botânicas de Teresopólis, estado do Rio de Janeiro (com um ensaio de chave dendrológica). **Boletim do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, v. 3, p. 1-95, 1945.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. P. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VIEIRA, D. C. M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 541-554, 2006.

VIEIRA, G.; HIGUCHI, N. Efeito do tamanho de clareira na regeneração natural em floresta mecanicamente explorada na Amazônia Brasileira. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos de Jordão. **Resumos...** Campos do Jordão: 1990. p. 22-27.

VOLPATO, M. M. L. **Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio de Mata Atlântica: uma análise fitossociológica**. 1994. 123 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia em Florestal)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1994.

WEDY, G. O. **Estrutura dinâmica da regeneração natural de espécies arbóreas na floresta estacional do Parque Estadual do Turvo, Derrubadas, Rio Grande do Sul**. 2007. 55 p. Dissertação (Mestrado Botânica)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

WERNECK, F. P. **O uso de clareiras naturais em diferentes estágios sucessionais pela comunidade de lagartos heliotérmicos em área de floresta tropical de terra firme na**

Amazônia Central. 2004. Disponível em: <pdbff.inpa.gov.br/cursos/efa/livro/2004/PDFs/41_final/fernanda.pdf>. Acesso em: 11 ago. 2010.

WHITMORE, T. C. Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, P. B.; ZIMMERMANN, M. H. (Eds.). **Tropical trees as living systems**. New York: Cambridge University Press, 1978. p. 639-655.

WHITMORE, T. C. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. In: GOMESPOMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO; Part Eeon, 1990. p. 67-89.

WHITMORE, T. C. et al. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in a Bornean tropical rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 9, p. 131-151, 1993.

WILSON, E. O. Estratégia de conservação de biodiversidade. In: FUNDAÇÃO O Boticário de Proteção à Natureza. **Estratégia global da diversidade**. Curitiba, 1992. p. 19-36.

WWF BRASIL. 2010. Disponível em: <<http://www.wwf.org.br/>>. Acesso em: 1 ago. 2010.

YAMAMOTO, K. Estimation of the canopy-gap size using two photographs taken at different heights. **Ecological Research**, New York, v. 15, p. 203-208, 2004.

ANEXO

Anexo 1 : Listagem de espécies que ocorreram nos ambientes de clareira e dossel C1 e C2 são as classes de tamanho. C e D os ambientes, respectivamente clareira e dossel. A, B e C são os locais de estudo.

Espécie	A				B				C				
	C1		C2		C1		C2		C1		C2		
	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	
<i>Astronium graveolens</i>	x	x	x	x	x	x	x			x	x		
Annonaceae													
<i>Annona cacans</i>	x	x		x	x	x					x		
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x
Apocynaceae													
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	x	x	x	x	x	x		x	x	x			x
<i>Tabernaemontana histrix</i>	x			x									
Arecaceae													
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	x	x		x		x							
Asteraceae													
<i>Piptocarpha sp</i>	x	x	x	x									
Boraginaceae													
<i>Cordia eucalyculata</i>			x			x							
Cannabaceae													
<i>Celtis fluminensis</i>	x	x	x	x		x				x			
<i>Celtis sp</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Celastraceae													
<i>Maytenus aquifolium</i>	x	x		x									
<i>Maytenus sp</i>			x	x	x						x		
Elaeocarpaceae													
<i>Sloanea monosperma</i>			x										
Euphorbiaceae													
<i>Actinostemon conceptionis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Actinostemon concolor</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x
<i>Alchornea glandulosa</i>	x	x	x							x	x		x
<i>Croton floribundus</i>	x	x		x	x	x	x			x	x		
Fabaceae - Caesalpinioideae													
<i>Cassia sp</i>	x	x		x	x								x
<i>Holocalyx balansae</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Peltophorum dubium</i>	x	x	x										
Fabaceae - Mimosoideae													
<i>Acacia polyphylla</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Inga sp1</i>	x	x	x	x		x				x	x		
<i>Inga sp2</i>					x	x		x		x			x
<i>Parapiptadenia rigida</i>	x	x		x	x	x				x	x		

Espécie	A				B				C			
	C1		C2		C1		C2		C1		C2	
	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D
Fabaceae-Faboideae												
<i>Fabaceae sp</i>	x	x	x	x	x	x				x	x	
<i>Lonchocarpus sp</i>	x	x	x	x	x	x	x			x		
<i>Machaerium brasiliense</i>			x									
<i>Machaerium stipitatum</i>	x	x	x	x		x					x	
<i>Myroxylon peruiferum</i>	x	x		x								
Lamiaceae												
<i>Aegiphylla sellowiana</i>										x		
Lauraceae												
<i>Nectandra megapotamica</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Nectandra lanceolata</i>				x								x
<i>Ocotea sp</i>	x	x		x						x	x	
Lecytidaceae												
<i>Cariniana estrelensis</i>	x	x										
Loganiaceae												
<i>Strychnos brasilienses</i>	x	x		x	x	x	x					x
Malvaceae												
<i>Ceiba speciosa</i>												
Melastomataceae				x								
<i>Miconia hynenonervia</i>	x	x		x	x						x	
<i>Miconia sp</i>										x		
Meliaceae												
<i>Cedrella fissilis</i>				x	x	x						
<i>Trichilia catigua</i>	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Trichilia claussenii</i>	x	x	x	x	x	x		x			x	x
<i>Trichilia elegans</i>	x	x	x	x		x		x	x			
<i>Trichilia pallida</i>			x	x	x							
Monnimiaceae				x						x		
<i>Mollinedia sp</i>												
Moraceae												
<i>Soroceae blompandii</i>			x			x						
Myrsinaceae												
<i>Rapanea sp</i>						x						
Myrtaceae												
<i>Campomanesia sp</i>	x	x	x	x	x	x		x				
<i>Myrciaria floribunda</i>										x	x	x
<i>Myrtaceae sp1</i>			x					x		x		x
<i>Plinia rivularis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Plinia trunciflora</i>	x	x		x	x	x				x	x	x

Família/Espécie	A				B				C			
	C1		C2		C1		C2		C1		C2	
	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D
Nyctaginaceae												
<i>Guapira opposita</i>			x		x		x	x	x			x
Phyllantaceae												
<i>Savia dyctiocarpa</i>	x	x	x	x								
Picramniaceae												
<i>Picramnia ramiflora</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Piperaceae												
<i>Piper amalago</i>	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x
<i>Piper sp2</i>									x	x		
<i>Piper sp3</i>	x	x		x								
Polygonaceae												
<i>Coccoloba mollis</i>	x	x		x	x	x				x		
Proteaceae												
<i>Roupala brasiliensis</i>				x	x	x						
Rhamnaceae												
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	x	x	x	x	x	x		x	x	x		
Rubiaceae												
<i>Randia armata</i>		x	x	x		x						
<i>Pysichotria sp1</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pysichotria sp2</i>	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x
<i>Fareamea sp</i>		x		x	x			x	x	x	x	x
<i>Ixora venulosa</i>		x		x					x			
Rutaceae												
<i>Angostura pentandra</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	x	x	x	x	x	x	x			x		x
<i>Esenbeckia grandiflora</i>										x		x
<i>Metreodrora nigra</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pilocarpus pennatifolius</i>	x	x	x	x		x		x				
<i>Pilocarpus pauciflorus</i>	x	x		x	x	x		x	x	x		x
<i>Zanthoxylum caribeaum</i>	x											
Salicaceae												
<i>Casearia sylvestris</i>	x			x								
<i>Casearia sp</i>									x			
<i>Prockia crucis</i>	x	x		x								
Sapindaceae												
<i>Allophylus edulis</i>	x	x										
<i>Cupania sp</i>			x	x								
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>			x		x						x	x
<i>Matayba eleagnoides</i>					x							
Sapotaceae												
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	x	x	x	x	x	x		x		x		

Espécie	A				B				C			
	C1		C2		C1		C2		C1		C2	
	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D
Solanaceae												
<i>Solanum argenteum</i>			x	x								
<i>Solanum sp1</i>			x									
<i>Solanum sp2</i>	x	x	x									
<i>Solanum sp3</i>	x		x									
<i>Solanum sp4</i>	x		x									
Urticaceae												
<i>Urera baccifera</i>	x	x	x	x					x	x		
Violaceae												
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	x	x	x	x	x	x		x				