

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JOACHIM GRAF NETO

CRESCIMENTO, RECRUTAMENTO E MORTALIDADE NO PERÍODO DE 2001-
2010 DE UMA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA ALUVIAL, MUNICÍPIO DE
ARAUCÁRIA, PARANÁ

Dissertação apresentada ao Curso de
Pós-Graduação em Engenharia Florestal
do Setor de Ciências Agrárias da
Universidade Federal do Paraná,
como requisito à obtenção do grau e título
de Mestre em Ciências Florestais.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Yoshiko Saito Kuniyoshi
Co-orientador: Prof. Dr. Franklin Galvão

CURITIBA

2011

Aos meus pais pela formação que me proporcionaram
À minha esposa pelo amor e companheirismo de todos esses anos
DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Paraná, em especial ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal pela oportunidade concedida;

à CAPES pelo financiamento durante todo o período de estudos;

à Petrobrás – REPAR (Refinaria de Petróleo Getúlio Vargas);

à minha orientadora Yoshiko, pela amizade, apoio, confiança e orientação;

aos professores, e grandes amigos, Carlos Velozzo Roderjan e Franklin Galvão, pela confiança, orientação, ensinamentos e minha formação desde a graduação.

aos amigos de graduação que fizeram parte da história nesta caminhada pela Engenharia Florestal:

Paulo Chaves, Daros, Rafa Zenni, Rodrigo Zeller, Dirceu Miranda, Leonardo Hase, Lorenza, Jandaíra, Lu Loro, Nayara R., e muitos outros...

aos amigos que participaram e ajudaram na coleta de dados: Thiago Ramos Costa, Rafael Ribeiro, Raquel Kanieski, Rafael Dudeque Zenni, Daros Augusto Teodoro da Silva, Carina Kozera e Suelen;

aos amigos e estagiários do Laboratório de Ecologia Florestal pela ajuda na coleta de dados: Thaíse Souza e Tomaz Longhi Santos;

ao amigo Nelson Cosmo pelas trocas de idéias e dicas no primeiro ano de mestrado;

à Kelly M. Geronazzo, além da amizade, pelas valiosas contribuições em toda parte estatística deste trabalho;

ao amigo Pyramon Accioly pelo auxílio, de última hora, com o mapa de localização das parcelas;

ao amigo Juarez Michelotti, pela amizade e boas idéias ao longo da graduação e principalmente pela tradução do resumo;

à equipe de serviços de manutenção da REPAR;

aos meus pais, sempre presentes na minha formação, pelo apoio em todos os momentos de minha vida. Minha querida mãe pelo apoio incondicional e ao meu pai que me ensinou o gosto pelo estudo e leitura;

à minha amada esposa Alexandra Enke Mathieu Graf pela presença, apoio, amor, companheirismo, e pela incrível mãe que é;

ao meu filho Caetano Mathieu Graf, que me inspira e alegra a cada dia.

BIOGRAFIA DO AUTOR

Joachim Graf Neto, filho de Joachim Graf e Rita de Cássia Graf, nasceu em 09 de abril de 1982 em Curitiba - PR.

Completoou todo o ensino fundamental no Colégio Positivo Júnior. Iniciou o Curso de Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná em 2000, graduando-se em 2005.

Participou, entre 2003/2004, do convênio UNIBRAL/CAPES/DAAD, em Freiburg – Alemanha, na faculdade de Engenharia Florestal da Albert Ludwigs Universität.

Trabalhou de 2006 a 2009 na Fundação O Boticário de Proteção à Natureza no Programa de Capacitação em Conservação da Biodiversidade.

Em março de 2009 iniciou o Mestrado na área de Conservação da Natureza, no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná, que se encerra com a defesa desta dissertação.

Trabalha na Companhia Paranaense de Energia – COPEL, no Departamento de Monitoramento e Manejo Ambiental, vinculado à Superintendência de Meio Ambiente, desde julho de 2010.

RESUMO

Este estudo buscou analisar as mudanças ocorridas na sucessão natural em um trecho de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial no município de Araucária, com base no crescimento, recrutamento e mortalidade do estrato arbóreo e na avaliação na densidade da regeneração natural, entre 2001 a 2010. Também foi realizada uma análise sobre as alterações nos parâmetros fitossociológicos e dendrométricos no componente arbóreo e regenerativo da floresta relacionando tais mudanças com variações do lençol freático. Vinte parcelas permanentes de 100 m² para o estrato arbóreo e de 25 m² para a regeneração natural foram instaladas em 2001 e remeidas em 2003, 2006, 2008 e 2010. A floresta aluvial estudada revelou o padrão de distribuição de frequências em classes diamétricas em J invertido, demonstrando uma população estável e autoregenerativa. Ainda que se tenha verificado mudanças na estrutura horizontal do componente arbóreo, o fato da espécie *Sebastiania commersoniana* dominar com mais de 50% em valor de importância, não causaram mudanças estatísticas significativas. Este fato é explicado pela complexidade e heterogeneidade dos ambientes em fase inicial de sucessão. Após 9 anos de estudo a composição florística não apresentou alterações. A densidade absoluta do componente arbóreo em 2001 era de 2.565 ind./ha e passou a totalizar em 2010, 2.470 ind./ha. A dominância absoluta em 2001 era de 42,40 m²/ha e em 2010, 48,11 m²/ha. Para o estrato de regeneração natural, *Allophylus edulis* apresentou-se como a mais importante, tanto em termos fitossociológicos quanto ao recrutamento. Foram encontrados resultados estatisticamente significativos em relação à altura do lençol freático e a densidade e riqueza do estrato arbóreo. A altura do lençol também teve importante papel na mortalidade de *Myrceugenia glaucescens*. Trata-se de uma floresta em estágio inicial de sucessão e que se encontra em recuperação pós-distúrbio devido à redução na densidade de indivíduos aferida e à mortalidade proporcionalmente maior nas classes de menores tamanhos. O recrutamento, na maior parte, de espécies tolerantes à sombra, também confirma que a floresta em questão está em fase de mudança estrutural.

Palavras-chave: Dinâmica florestal, Floresta aluvial, sucessão natural

ABSTRACT

This study aimed to analyze the changes occurred in natural succession, in a stretch of an Araucaria moist forest, in the city of Araucaria, based on growth, recruitment and mortality in the tree layer and evaluation of the density of natural regeneration from 2001 to 2010. Also, was performed an analysis of changes in phytosociological and dendrometric parameters in the forest's tree and regeneration components relating these changes with variations of the water table. Twenty permanent plots of 100 m² for the tree layer and 25 m² for natural regeneration were installed in 2001 and remeasured in 2003, 2006, 2008 and 2010. The floodplain forest studied revealed the distribution pattern of frequencies in diameter classes as an inverted J, showing a stable and auto regenerative population. There have been changes in the horizontal structure of the tree component, but the fact of a specie (*Sebastiania commersoniana*) dominate over 50% in importance value, these changes showed no statistically significant differences. This fact is explained by the complexity and heterogeneity of environments in the initial phase of succession. After nine years of study, the floristic composition showed no alteration. The absolute density of the tree component in 2001 was 2.565 ind./ha and it totals in 2010, 2.470 ind./ha. The absolute dominance in 2001 was 42,40 m²/ha and in 2010, 48,11 m²/ha. For the natural regeneration layer, *Allophylus edulis* presented to be the most important in terms phytosociological recruitment. There were statistically significant results related to water table height and density and richness of the tree layer. The height of the water table also played an important role in the mortality of *Myrceugenia glaucescens*. This is a forest in an early stage of succession and it is recovering from disturbance due to a reduction in density measured individuals and mortality proportionally higher in smaller sizes classes. The recruiting, mostly of shade-tolerant species, also confirmed that the forest in question is in a phase of structural change.

Key words: Forest dynamics, floodplain forest, natural succession

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização da área de estudo - município de Araucária - PR.....	37
Figura 2 – Localização das parcelas na área de estudo.....	38
Figura 3 - Desvio padrão do VI em relação aos anos.	52
Figura 4 – Densidade absoluta dos indivíduos arbóreos.....	54
Figura 5 – Dominância absoluta dos indivíduos arbóreos.....	54
Figura 6 - Desvio padrão do Diâmetro Médio em relação aos anos.....	55
Figura 7 – Desvio padrão da Densidade em relação aos anos.....	55
Figura 8 – Incremento Corrente Anual (ICA) em diâmetro em cada período estudado.....	65
Figura 9 – Incremento Corrente Anual acumulado de 2003 a 2010.....	65
Figura 10 – Recrutamento acumulado do estrato arbóreo por parcela de 2003 a 2010.....	68
Figura 11 – Mortalidade acumulada de fustes por parcela de 2003 a 2010.....	71
Figura 12 – Mortalidade/ha de fustes do estrato arbóreo por classe de diâmetro de 2003 a 2010.....	72
Figura 13 – Mortalidade/ha de fustes de <i>Myrceugenia glaucescens</i> por classe diamétrica..	74
Figura 14 – Mortalidade acumulada/ha de fustes de <i>Myrceugenia glaucescens</i> por parcela.	75
Figura 15 – Mortalidade/ha de fustes de <i>Schinus terebinthifolius</i> por classe diamétrica.....	76
Figura 16 – Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos ao longo dos anos de estudo .	77
Figura 17 – Distribuição diamétrica de <i>Sebastiania commersoniana</i> ao longo dos anos de estudo (análise por indivíduo).....	78
Figura 18 – Distribuição diamétrica de <i>Sebastiania commersoniana</i> ao longo dos anos de estudo (análise por fuste).....	79
Figura 19 – Distribuição diamétrica de indivíduos de <i>Allophylus edulis</i> ao longo dos anos de estudo.....	81
Figura 20 – Distribuição diamétrica de <i>Myrceugenia glaucescens</i> ao longo dos anos de estudo (análise por indivíduo).....	82
Figura 21 – Densidade da Regeneração Natural ao longo dos anos.....	83
Figura 22 – Curva de acumulação de espécies para Regeneração Natural.....	84
Figura 23 – Densidade da Regeneração Natural por parcelas.....	85
Figura 24 – Desvio padrão da densidade da regeneração natural por ano.....	85
Figura 25 – Desvio padrão da densidade da regeneração natural em relação às parcelas..	86
Figura 26 – Variação do lençol freático em 2010.....	87
Figura 27 – Variação do lençol freático em 2001.....	87
Figura 28 – Variação da área basal de <i>Sebastiania commersoniana</i> em relação aos grupos de áreas com variação do lençol freático.....	89
Figura 29 – Variação da área basal de <i>Myrceugenia glaucescens</i> em relação aos grupos de áreas com variação do lençol freático.....	89
Figura 30 – Gráficos de CA da densidade das 10 espécies com maiores Valores de Importância por parcela ao longo dos anos.....	91
Figura 31 – Variação do lençol freático nas parcelas em 2010.....	118

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Número de espécies e famílias encontradas nas parcelas permanentes.....	49
Tabela 2 – Composição florística da floresta entre os anos de 2001 e 2010.....	49
Tabela 3 – As dez espécies arbóreas com maiores valores de cobertura e de importância, entre os anos 2001 e 2010.	53
Tabela 4 – Estimativa dos parâmetros fitossociológicos das 10 espécies mais importantes entre 2001 a 2010 (análise por indivíduo)	56
Tabela 5 – Estimativa dos parâmetros fitossociológicos das 10 espécies mais importantes entre 2001 a 2010 (análise por indivíduo)	56
Tabela 6 - Dominância absoluta da floresta, incremento basal por período.....	57
Tabela 7 – As 10 espécies com maior número de fustes entre os anos de 2001 a 2010 e sua relação entre número de fustes e número de indivíduos.	58
Tabela 8 – Estimativa dos parâmetros fitossociológicos por família nos anos de 2001 a 2010 (análise por indivíduo)	59
Tabela 9 (Continuação) – Estimativa dos parâmetros fitossociológicos por família nos anos de 2001 a 2010 (análise por indivíduo).....	60
Tabela 10 - Percentual de cobertura e importância das famílias (2001-2010).....	61
Tabela 12 - Índices de diversidade.....	61
Tabela 13 – As 10 espécies com maior incremento em área basal por período.	66
Tabela 14 – As 10 espécies com maior incremento em diâmetro por período.	66
Tabela 15 – Resumo de indivíduos e fustes vivos, recrutadas e mortas.....	67
Tabela 16 – Recrutamento relativo de fustes e indivíduos nos anos estudados	67
Tabela 17 – Recrutamento relativo de fustes de <i>Sebastiania commersoniana</i>	68
Tabela 18 – Recrutamento de indivíduos por grupo ecológico (2003-2010).....	69
Tabela 19 – Recrutamento de fustes por grupo ecológico (2003-2010)	69
Tabela 20 – Mortalidade relativa de fustes e indivíduos nos anos estudados	70
Tabela 21 – Fustes mortos acumulado por espécie em 9 anos de estudo.....	73
Tabela 22 – Indivíduos mortos acumulado por espécie em 9 anos de estudo.	73
Tabela 23 – Mortalidade de indivíduos por grupo ecológico (2003-2010)	73
Tabela 24 – Mortalidade de fustes por grupo ecológico (2003-2010)	74
Tabela 25 – Média de DAP, desvio padrão e coeficiente de variação	78
Tabela 26 – Médias da altura do lençol freático por grupo de parcelas	88
Tabela 27 - Espécies recrutadas por ano e seus valores de área basal.....	110
Tabela 28 - Percentual de cobertura e importância entre os anos 2001 e 2010.	111
Tabela 29 – Valores absolutos dos parâmetros fitossociológicos por indivíduo	112
Tabela 30 – Valores relativos dos parâmetros fitossociológicos por indivíduo	113
Tabela 31 – Incremento em área basal por espécie e por período.....	114
Tabela 32 – Incremento em diâmetro por espécie para cada intervalo.	115
Tabela 33 – Número de fustes por espécie entre os anos de 2001 a 2010	116
Tabela 34 – Correlação simples entre fatores abióticos e bióticos de <i>Myrceugenia glaucescens</i>	117

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	11
1.1.	Objetivos	12
2.	REVISÃO DE LITERATURA.....	13
2.1.	Floresta Ombrófila Mista Aluvial.....	13
2.2.	Regeneração Natural.....	19
2.3.	Intensidade Luminosa.....	24
2.4.	Dinâmica da floresta.....	26
2.4.1.	Recrutamento.....	28
2.4.2.	Mortalidade	29
2.4.2.1.	Taxas de mortalidade em florestas naturais	31
2.4.3.	Incremento.....	33
2.4.4.	Distribuição diamétrica.....	35
3.	MATERIAL E MÉTODOS	36
3.1.	Área de estudos.....	36
3.1.1.	Histórico da área.....	36
3.1.2.	Localização da área de estudo.....	36
3.1.3.	Geologia e geomorfologia	38
3.1.4.	Solos.....	39
3.1.5.	Clima.....	40
3.1.6.	Hidrografia local	41
3.1.7.	Vegetação.....	42
3.2.	Obtenção dos dados	43
3.2.1.	Dinâmica da vegetação do componente arbóreo.....	43
3.2.2.	Dinâmica da vegetação da regeneração natural.....	44
3.2.3.	Variação do lençol freático.....	44
3.3.	Análise dos dados	44
3.3.1.	Dinâmica da vegetação do componente arbóreo.....	45
3.3.1.1.	Composição florística e análise fitossociológica	45
3.3.1.2.	Crescimento (Incremento).....	46
3.3.1.3.	Mortalidade e recrutamento	47
3.3.1.4.	Estrutura diamétrica	48
3.3.2.	Análise da vegetação da regeneração natural	48
3.3.2.1.	Composição florística e análise fitossociológica	48

4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
4.1.	Dinâmica da vegetação do componente arbóreo.....	49
4.1.1.	Composição florística e análise fitossociológica.....	49
4.1.2.	Índices de Diversidade.....	61
4.1.3.	Crescimento (Incremento).....	62
4.1.4.	Recrutamento.....	67
4.1.5.	Mortalidade	70
4.1.6.	Distribuição diamétrica.....	77
4.2.	Dinâmica da vegetação da regeneração natural.....	83
4.2.1.	Composição florística e análise da densidade.....	83
4.3.	Relações com a variação do lençol freático	87
5.	CONCLUSÕES	92
6.	RECOMENDAÇÕES.....	94
7.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96
	ANEXOS	110

1. INTRODUÇÃO

A principal bacia hidrográfica do Paraná é a do rio Iguaçu, que inicia na vertente oeste da Serra do Mar, próximo à cidade de Curitiba, e percorre o primeiro, segundo e terceiro planaltos até sua foz no rio Paraná, no município de Foz do Iguaçu. Durante todo este trecho ele se encontra no mesmo bioma Floresta Atlântica, porém atravessa quatro diferentes unidades fitogeográficas: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Estepe e Floresta Estacional Semidecidual.

Originalmente o estado do Paraná possuía 85% de seu território coberto por florestas (MAACK, 1981). Atualmente resta menos de 9% da cobertura original em bom estado de conservação, percentagem que inclui cerca de 2% de vegetação resguardada em áreas protegidas (RODERJAN *et al.* 2002).

Além dos desmatamentos e conseqüente fragmentação dos ecossistemas, entre os principais fatores de degradação da planície do rio Iguaçu, de acordo com CURCIO (2006), estão a mineração de areia, o despejo de lixo, a contaminação da água, o impacto das hidrelétricas e a presença do gado. BARDDAL (2002) também cita como impacto sobre esses ambientes, a retificação e canalização dos afluentes do rio Iguaçu e a especulação imobiliária nas áreas de inundação.

Muitos trabalhos frisam a importância das florestas ciliares no equilíbrio ambiental, os serviços ambientais prestados e sua baixa resiliência. Mesmo assim, o que se verifica no campo são mosaicos de formações florestais secundárias em diversos estágios de sucessão, dividindo espaço com atividades agropecuárias que lançam continuamente altas quantidades de produtos químicos tóxicos e sedimentos advindos da erosão das encostas e margens dos rios.

Proteger áreas de preservação permanente é uma obrigação legal, previsto na lei 4.771/65 do Código Florestal, e recuperar as já degradadas torna-se uma obrigação moral. Nesse sentido, este trabalho buscou conhecer melhor a dinâmica de uma floresta aluvial, como contribuição para desvendar a complexidade dessas áreas e os processos de sucessão natural envolvidos, assim como entender as mudanças estruturais que ocorreram ao longo dos anos com objetivo final de embasar programas de recuperação de ambientes aluviais e suas florestas ciliares.

1.1. Objetivos

Geral

Analisar a dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial no período de 2001 a 2010.

Específicos

- Analisar as mudanças em incremento, recrutamento e mortalidade, baseado nos parâmetros fitossociológicos e dendrométricos do componente arbóreo;
- Verificar as mudanças ocorridas na densidade da regeneração natural;
- Avaliar a influência da profundidade do lençol freático no comportamento das espécies arbóreas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Floresta Ombrófila Mista Aluvial

A Floresta Ombrófila Mista Aluvial corresponde às florestas que se desenvolvem às margens dos rios, percorrendo terrenos de geomorfia plana até suave ondulada acima de 800 metros .s.n.m, não raro fazendo limites com várzeas de extensão variável, podendo apresentar diferentes graus de desenvolvimento, desde comunidades simplificadas, pelo grau de hidromorfia dos solos (Neossolos Flúvicos e Gleissolos), até associações mais complexas, onde o grau de hidromorfia é menor (RODERJAN *et al.* 2002).

As florestas aluviais recebem as mais diferentes nomações, tais como vegetação/floresta/mata ciliar, fluvial, de anteparo, beiradeira, de brejo, de galeria, ripária, ripícola, de várzea, (RODRIGUES, 1989; HARIDASAN, 1998; AB'SABER, 2000), entre outras.

A conceituação de floresta aluvial, da mesma forma, é bastante diversa, sendo encontradas distintas concepções. São formações do tipo florestal que se encontram associadas aos corpos de água, ao longo dos quais podem estender-se por dezenas de metros a partir das margens e apresentar marcantes variações na composição florística e na estrutura comunitária, dependendo das interações que se estabelecem entre o ecossistema aquático e o ambiente terrestre adjacente (ZANZINI, 1995 *apud* DAVIDE e BOTELHO, 1999)¹.

Geralmente são associadas à insuficiência de drenagem dos terrenos que dificultam a descarga dos grandes volumes de água característicos de regiões ombrófilas. Porém, dependem da existência de largos vales de transbordamento dos rios. Essas planícies apresentam dois tipos fundamentais de ambientes: os **menos hidromórficos**, com solo melhor estruturado, zonal, provido de cobertura florestal; e os ambientes **encharcados**, com o solo azonal, colonizados por formações pioneiras (LEITE, 1994).

A Floresta Ombrófila Mista Aluvial apresenta uma flora bem menos diversa, devido à maior restrição dos ambientes fluviais, quando comparados às encostas.

¹ DAVIDE, A. C.; BOTELHO, S. A. Análise crítica dos programas de recomposição de matas ciliares em Minas Gerais. In: **SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR: CIÊNCIA E TECNOLOGIA**, 1999, Lavras. Anais. Gráfica da Universidade Federal de Lavras. 1999, 172-188.

Dentre suas principais espécies arbóreas destacam-se *Sebastiania commersoniana*, *Vitex megapotamica*, *Luehea divaricata*, *Salix humboldtiana* e *Schinus terebinthifolius* (BARDDAL, 2004; CURCIO, 2006; PASDIORA, 2003).

VELOSO, RANGEL FILHO E LIMA (1991) caracterizaram a Floresta Ombrófila Mista Aluvial como uma formação ribeirinha que sempre ocupa terrenos aluviais, situados nos flúvios das serras costeiras voltadas para o interior ou dos planaltos dominados pela *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, associada a ecótipos que variam de acordo com as altitudes dos flúvios. No Sul do Brasil, é constituída principalmente pela própria *Araucaria angustifolia*, *Luehea divaricata* Mart. e *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O. Berg. no estrato emergente, e por *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L. B. Sm. e *Downs* no estrato arbóreo contínuo.

LEITE (1994) comenta que na Floresta Ombrófila Mista Aluvial existem espécies arbustivas e arbóreas que têm certa capacidade adaptativa aos regimes de hidromorfia dos solos, destacando-se *Sebastiania commersoniana*, *Syagrus romanzoffiana*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Erythrina crista-galli*, *Vitex megapotamica*, *Luehea divaricata* e *Salix humboldtiana*. Em estratos mais baixos são comuns *Calyptanthes concinna*, *Myrceugenia euosma* e *Schinus terebinthifolius*.

Quanto às espécies constituintes das florestas ripárias situadas nas encostas úmidas, de forma geral, são bastante semelhantes aos “capões de mata”. Contudo, as formações arbóreas situadas nas áreas plano-abaciadas, ao longo dos rios e córregos, inundadas durante grande parte do ano, são de composição diferenciada. Nestas situações, a vegetação é formada quase que exclusivamente por *Sebastiania commersoniana* (branquilha), constituindo comunidades densas, entremeadas por *Myrcia multiflora* (cambuí) e *Daphnopsis fasciculata* (embira-branca), com pouca expressão fisionômica em função da sua baixa frequência (KLEIN & HATSCHBACH, 1970/71).

Informações importantes têm sido levantadas sobre a Floresta Ombrófila Mista Aluvial e os principais fatores ambientais atuantes nessa unidade. CURCIO (2006) estudou de a geomorfologia, as unidades pedológicas e a vegetação do rio Iguaçu, e sugeriu uma classificação das espécies em relação à disponibilidade hídrica dos solos.

BARDDAL (2002), estudando a mesma floresta aluvial do presente estudo, classifica as espécies arbóreas quanto às suas preferências ecológicas. Algumas das principais espécies da planície do Iguaçu, dentre elas *S. commersoniana*,

tiveram suas preferências ecofisiológicas estudadas também por BARDDAL (2006). SOCHER (2004), por sua vez, estudou a dinâmica e a biomassa desse trecho de floresta aluvial do rio Barigui, no município de Araucária - PR.

SILVA *et al.* (2007a), comparou a florística de 35 áreas inundáveis do Sudeste e Sul do Brasil, sendo 23 florestas aluviais (inundação temporária) e 12 florestas paludosas (inundação permanente), classificando como espécies preferenciais de florestas aluviais *Sebastiania commersoniana*, *Ocotea pulchella*, *Casearia decandra*, *Sorocea bonplandii*, *Cupania vernalis*, *Matayba elaeagnoides*, *Actinostemon concolor*, *Rollinia emarginata* e *Myrciaria tenella*. Outras espécies são indiferentes, ocorrendo tanto em ambientes paludosos como aluviais, como: *Luehea divaricata*, *Syagrus romanzoffiana*, *Copaifera langsdorffii*, *Ocotea diospyrifolia* e *Guarea macrophylla*.

A floresta aluvial do rio Iguaçu dentro da unidade fitogeográfica Floresta Ombrófila Mista é muito diversa, tanto na composição quanto na forma de ocupação da planície, constituindo fitomosaicos cujas distribuições são regidas especificamente por padrões de magnificação do caudal, configuração de leito fluvial, feições geomórficas das planícies e regimes de saturação hídrica dos solos (CURCIO, 2006).

Apesar das florestas aluviais da bacia do rio Iguaçu já não possuírem os atributos estruturais e florísticos originais devido às intervenções humanas, especialmente do século passado, ainda contêm uma diversidade considerável, constatada por diferentes autores (KLEIN; HATSCHBACH, 1962; ZILLER, 1993; BARDDAL, 2002; RODERJAN *et al.*, 2002; PASDIORA, 2003; BONNET, 2006; CURCIO, 2006).

A despeito da existência de muitos fatores de ordem climática, geológica, geomorfológica e pedológica que condicionam a estrutura e a florística das florestas aluviais, a maioria dos autores dá ênfase às condições de encharcamento dos solos das planícies aluviais (CURCIO, 2007a).

Em geral, as florestas fluviais contêm menor diversidade florística que as florestas de encosta (LOBO; JOLY, 2000). Considera-se que a diversidade de arbóreas da floresta ciliar sujeita à saturação hídrica de solo é inversamente proporcional à intensidade, duração e à recorrência do estresse. RODRIGUES & SHEPHERD (2000), discutindo os fatores condicionantes da vegetação ciliar, consideram que a variabilidade da cobertura vegetal em planícies, é atribuída

não só ao desempenho diferenciado das espécies, mas também à diversidade ambiental determinada por variáveis topográficas, pedológicas e hidrológicas, concordando com MANTOVANI (1989). Esse autor menciona que variações estruturais e florísticas da vegetação das margens de rios são resultantes da interação entre os traçados dos rios, tipos e graus de hidromorfia dos solos e topografia local, além do regime pluviométrico da região.

BRINSON (1990), *apud* CURCIO (2006)², discute de forma bastante sólida a evolução da dinâmica dessas formações em que as florestas fluviais apresentam algumas características específicas relacionadas às condições de alagamento. Tais condições estão atreladas não somente ao grau de inundação, mas também à sua recorrência, chamando a atenção para o fato de que o tempo de permanência das enchentes determina fortemente a composição florística da floresta fluvial.

KOZLOWSKI (1984), *apud* CURCIO (2006)², menciona que, logo após a inundação, os microorganismos consomem rapidamente todo o oxigênio do solo. Considera também que os solos de textura fina têm o problema de troca de gases de forma bastante lenta. Portanto, em solos naturalmente com problemas de aeração, associados às condições provocadas pelas enchentes, resultam em mudanças que determinam adversidades ao desenvolvimento para a maioria das plantas.

LOBO & JOLY (2000) relatam que a inundação temporária em florestas aluviais pode durar algumas horas ou poucos dias sobre os diques, ou ser de longa duração, nas áreas de depressão, atrás dos diques. Enquanto que nas florestas paludosas os solos hidromórficos permanecem hidricamente saturados na maior parte do ano e o encharcamento se torna menos evidente apenas no inverno. Essas diferenças na duração do período de alagamento causam variações na fisionomia e composição florística das áreas (SCHIAVINI, 1992), assim como na densidade, dominância, frequência e estrutura das populações de plantas.

As mudanças do padrão florístico e estrutural da vegetação de áreas inundáveis ocorrem em função da heterogeneidade ambiental associada ao regime de inundação, como por exemplo, diferentes níveis de oxigenação do solo e padrões de sedimentação. A eliminação do ar no solo limita as trocas gasosas entre as

² CURCIO, G. R. Relações entre Geologia, Geomorfologia, Pedologia e Fitossociologia nas planícies fluviais do rio Iguaçu, Paraná, Brasil. 488 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

plantas e a atmosfera criando, assim, um ambiente hipóxico ou anóxico, que exerce caráter fortemente seletivo no processo de evolução das espécies (IVANAUSKAS *et al.* 1997, LOBO & JOLY 2000). Além disso, associada às inundações, ocorre deposição periódica de sedimentos, fator limitante ao estabelecimento das plantas, pois pode inibir a germinação de sementes e aumentar a mortalidade de plântulas pelo soterramento. Plantas e animais que vivem nessas áreas respondem ao alagamento por meio de adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas e etológicas e, assim, as áreas alagadas podem ser consideradas importantes nos processos de especiação, contribuindo para a geração de diversidade de espécies (JUNK & PIEDADE, 1993).

CARVALHO *et al.* (2009), classificaram a regeneração na mesma Floresta Aluvial do rio Barigui em estratos inferior, intermediário e superior, e constatando que as relações entre a distribuição espacial das espécies e as características do solo foram distintas entre estratos. No estrato superior correlacionou-se com a profundidade do lençol freático e o teor de matéria orgânica; no intermediário, com profundidade do lençol e teor de alumínio. Porém, no estrato inferior, nenhum dos fatores ambientais analisados explicou a distribuição das espécies. Também verificou-se no estrato superior uma distinção de grupos de espécies mais relacionadas com solos ricos em matéria orgânica (por exemplo: *Machaerium paraguariensis*, *Inga marginata*, *Scutia buxifolia*), em solos melhor drenados (*Casearia decandra*, *Hovenia dulcis*, *Picramnia parvifolia*) ou ocorrentes em locais de lençol freático mais superficial (*Xylosma pseudosalzmanii*, *Luehea divaricata*, *Sebastiania brasiliensis*). No estrato intermediário, a correlação de solos melhor drenados e maiores teores de alumínio indicou, por exemplo, *Podocarpus lambertii*, *Myrceugenia glauscecens* e *Casearia decandra*. No estrato de regeneração, nenhuma das variáveis apresentou coeficientes de correlação significativos, indicando que as variáveis do solo avaliadas e a profundidade do lençol freático não explicam a distribuição de abundância das espécies entre parcelas.

BARBOSA (1999) comenta que a influência da funcionalidade das florestas fluviais está relacionada a uma série de fatores importantes para a manutenção da bacia hidrográfica, como o escoamento da água das chuvas, a atenuação dos picos dos períodos de cheia, a dissipação de energia do escoamento superficial, a estabilidade das margens, o equilíbrio térmico da água e a ciclagem de nutrientes. Ainda poderiam ser mencionadas várias outras funções dessas florestas,

dependendo da especificidade da informação, todavia as citadas são suficientes para demonstrar sua importância e, portanto, a necessidade de sua preservação (CURCIO, 2006).

As comunidades vegetais que ocupam áreas aluviais são influenciadas principalmente pelas características do substrato (CURCIO *et al.* 2007). A dinâmica de movimentação do curso da água promove erosão e deposição de sedimentos, influenciando no relevo aluvial (TROPPIAIR & MACHADO 1974). Tais variações na altura do terreno, juntamente com a profundidade do lençol freático e a velocidade de drenagem da água (TOREZAN & SILVEIRA 2002; BIANCHINI *et al.* 2003; DALANESI *et al.* 2004) influenciam fortemente a ocorrência de espécies. Adicionalmente, as características nutricionais do solo são influenciadas pela baixa drenagem do terreno (DALANESI *et al.* 2004), o que deve exercer influência no estabelecimento de plantas (IVANAUSKAS *et al.* 1997; KOTCHETKOFF-HENRIQUES *et al.* 2005), bem como na abundância relativa das espécies (LIMA *et al.* 2003).

No entanto, como as características do substrato não são constantes no tempo e no espaço, espécies acumulam-se nos microsítios disponíveis, o que, em longo prazo, favorece uma riqueza de espécies relativamente alta na comunidade aluvial (BIANCHINI *et al.* 2003).

Segundo DURIGAN *et al.* (2000) as florestas ripárias, não podem ser consideradas uma unidade fitogeográfica única, pois possuem uma imensa variação na sua composição florística, estrutural e dinâmica, freqüentemente relacionadas com as características intrínsecas da área, como clima, topografia, tipo de solo, entre outras.

Devido à grande pressão antrópica, tal como ocorre com a Floresta Ombrófila Mista em geral, as planícies fluviais formam atualmente grandes mosaicos de vegetação secundária, em variados graus de sucessão ecológica. Para que se possam desenvolver medidas, visando restabelecer as funcionalidades dessas formações, faz-se necessário conhecer a dinâmica desses ambientes, investigando como as espécies vegetais respondem aos diversos fatores bióticos e abióticos (COSMO, 2008).

2.2. Regeneração Natural

O sucesso do estabelecimento de uma espécie vegetal está associado à dispersão, dormência e sobrevivência das sementes e ao crescimento das plântulas dentro das populações (PIÑA-RODRIGUES *et al.*, 1990; SANTOS, 1991). VIEIRA (1996) relatou que a regeneração natural ocorre a partir dos mecanismos utilizados pela floresta, como a chuva de sementes, banco de sementes do solo, formação de banco de plântulas e rebrota, a partir de troncos e raízes. Segundo MARTÍNEZ-RAMOS (1994), a permanência de uma espécie, em determinado ecossistema depende do sucesso no processo de colonização, o qual é influenciado pelas características na dispersão e longevidade das sementes. Assim, a chuva e o banco de sementes constituem importante fonte de diásporos para o recrutamento de novos indivíduos e espécies na floresta (GROMBONE-GUARATINI & RODRIGUES, 2002).

O banco de plântulas tem sua origem nas sementes recém dispersas ou persistentes no banco de sementes do solo, possibilitando o recrutamento para estágios de desenvolvimento mais avançados (BAZZAZ, 1991). O recrutamento é uma fase crítica, devido aos inúmeros fatores que influenciam na sobrevivência dos indivíduos e, conseqüentemente, na permanência da espécie no ambiente. Nos estudos de regeneração, devido à dificuldade de diferenciação, esse mecanismo pode abranger a porção de indivíduos existentes no sub-bosque e que se regeneram a partir de brotações das raízes, além das sementes.

A forma como a floresta se regenera depende de mecanismos que viabilizem o ingresso e o estabelecimento de novos indivíduos e espécies. Entre estes, a chuva de sementes, banco de sementes do solo e o banco de plântulas são, comumente, os mais estudados e permitem visualizar as estratégias para a renovação da floresta. As brotações de raízes, por vezes, devido à dificuldade de diferenciação deste mecanismo em campo, podem ser contempladas no banco de plântulas (AVILA, 2010).

Segundo HARPER (1977) e LAMPRECHT (1990), a presença e a densidade de indivíduos de uma determinada espécie no banco de plântulas dependem da disponibilidade de sementes e de ambientes que apresentem condições adequadas para a sua germinação e recrutamento. Entre os fatores ambientais que influenciam o estabelecimento das plantas, pode-se citar luminosidade (BAZZAZ, 1991),

disponibilidade de água, temperatura (MELO *et al.*, 2004), relevo e atributos edáficos (SPURR e BARNES, 1980), entre outros. Assim, os ecossistemas florestais podem apresentar, em uma única área, diferentes ambientes influenciados por suas características bióticas e abióticas e a interação entre estas.

De acordo com AVILA (2010), o conhecimento sobre os mecanismos de regeneração natural em ecossistemas florestais no Sul do Brasil, é restrito (CALDATO *et al.*, 1996; ARAUJO *et al.*, 2004; LONGHI *et al.*, 2005; SCHERER e JARENKOW, 2006; CHAMI, 2008; SCCOTI, 2009). Além disso, poucos trabalhos foram desenvolvidos buscando entender a distribuição ou classificação da regeneração natural (RIBEIRO & FELFILI, 2009) e a sua relação com os fatores ambientais (CARVALHO *et al.*, 2009).

Desse modo, dentre as fases de crescimento e desenvolvimento do indivíduo, a germinação é considerada um dos pontos mais críticos. Este processo é fortemente influenciado por fatores bióticos, intrínsecos à própria semente, e abióticos, como luz, temperatura e umidade (BASKIN & BASKIN, 1998). Assim sendo, para entender as relações dos organismos com seu ambiente, deve-se conhecer suas densidades bem como as flutuações temporais de suas populações, quantificando a natalidade e a mortalidade anuais (SOLBRIG & SOLBRIG, 1979; WATKINSON, 1997).

SILVA *et al.* (2007b) pesquisaram o banco de sementes no mesmo fragmento de Floresta Ombrófila Mista Aluvial do presente estudo e constataram uma média de 6.400 sementes/m², um total de 45 famílias de 235 espécies vegetais, sendo 13 espécies arbóreas. As plantas herbáceas predominaram, tanto em número de espécies (69%), como em indivíduos/m² (80%). Pelo menos 64% das espécies foram plantas invasoras de cultura, oriundos de áreas à montante.

Sabe-se que o estabelecimento de plântulas envolve uma série de eventos determinísticos e estocásticos dentro de um ambiente, onde a densidade de suas populações é dependente não somente da disponibilidade de sementes, mas também da frequência de sítios seguros que fornecem condições para a germinação e proteção contra predadores, competidores e patógenos (HARPER, 1977).

No estudo realizado por CHAMI (2008) na Floresta Nacional São Francisco de Paula, RS, por exemplo, a maior densidade de plântulas pode estar relacionada ao estado de conservação do remanescente. E, naquele caso, a menor diversidade de espécies e da densidade pode ser decorrente dos efeitos da ação antrópica que o

remanescente foi submetido no passado assim como da ação do gado, que, ainda interfere em parte na área de estudo.

A entrada do gado na floresta tem sido registrada como um fator negativo. STERN *et al.* (2002) estudando a ação do gado em Floresta Tropical constataram menor número de espécies em áreas com pastoreio quando comparado com floresta sem ação do gado. NEWMAN *et al.* (1999) citam que a compactação do solo, causada pelo pisoteio do gado na floresta, dificulta o crescimento de plantas jovens e a produtividade de plantas adultas, por afetar o desenvolvimento das raízes.

A limitação do estabelecimento da regeneração natural também foi constatada por SANTOS, SOUZA e VIEIRA (2007), que avaliaram a herbivoria causada pelo gado na estrutura da vegetação de uma Floresta Estacional e verificaram menor densidade de plantas jovens sob esta condição.

Segundo BAZZAZ (1991), o banco de plântulas, associado à regeneração avançada (indivíduos de maior tamanho), é importante para o recrutamento das espécies tropicais, principalmente aquelas de estágio sucessional mais avançado, que podem conter um grande número de plantas com desenvolvimento restringido no sub-bosque. Assim, ao receber o estímulo provocado pela entrada de luz, através da abertura de uma clareira, estes indivíduos respondem positivamente, retomando seu crescimento e ocupando novos espaços no processo de sucessão.

Por conseguinte, além do banco de plântulas, é de grande importância o estudo de indivíduos jovens em desenvolvimento mais avançado e que também constituem a regeneração natural do ecossistema. Entretanto, para esses estudos, não existe definição clara e padronização nas classes de tamanho utilizadas, o que dificulta comparações (AVILA, 2010).

Estudos sobre a população jovem de uma floresta, representada pela regeneração natural, geralmente são abordados somente quanto à densidade e frequência das espécies (VIEIRA, 1996; ARAUJO, 2002, CHAMI, 2008), pois medições de indivíduos muito finos levam ao erro e dificuldade de trabalho.

Muitos autores têm adotado diferentes classes de tamanho para estudos de regeneração. SCCOTI (2009) cita em seu trabalho os seguintes autores e as classificações utilizadas:

- CARVALHO (1992) avaliou a regeneração natural na Amazônia amostrando indivíduos com altura > 30 cm e DAP < 5 cm. Salientou que indivíduos com altura > 30 cm permitem identificação mais precisa,

e o limite de DAP < 5 cm permite informações mais completas sobre o estabelecimento das plântulas e indivíduos jovens.

- RAYOL *et al.* (2006), em floresta secundária no Pará, classificaram plantas com altura > 30 cm e DAP < 5 cm, dividindo em classes consideradas como mudas (30 cm-1,5 m de altura), varetas (DAP < 2,5 cm e h > 1,5 m) e varas (2,5 cm DAP < 5 cm).
- CAMPOS & LANDGRAF (2001) consideraram como regeneração natural os indivíduos com DAP < 5 cm, independente da altura, em estudo realizado em floresta ciliar no estado de Minas Gerais.
- LIMA FILHO *et al.* (2002) em Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme na Amazônia analisaram como regeneração indivíduos com altura entre 30 cm até 3 m e DAP < 10 cm.
- SILVA *et al.* (2007), na Floresta Ombrófila Densa em Pernambuco, amostraram indivíduos com altura > 1 m e CAP < 15 cm, dividindo-os em classes de tamanho com base na altura (classe I: 1-2 m, classe II: 2-3 m e classe III: > 3 m). Segundo esses autores, indivíduos com essas dimensões apresentam melhor definição de suas características morfológicas, permitindo assim uma identificação mais confiável.

CHAMI (2008) e SCCOTI (2009) definiram como critério para o estudo do banco de plântulas a entrada de indivíduos com diâmetro a 1,3 m do solo (diâmetro à altura do peito - DAP) menor que 1 cm e altura \geq 20 cm. Segundo CARVALHO (1992), indivíduos menores apresentam grande mortalidade e a identificação das espécies torna-se mais difícil.

FINOL (1971) considerou como regeneração natural indivíduos com altura \geq 10 cm e DAP < 10 cm. LONGHI (1980) adotou como critério indivíduos com DAP inferior a 20 cm e altura superior a 10 cm. CALEGARI (1999) amostrou indivíduos com altura maior que 30 cm e DAP < 9,5 cm. NARVAES (2004) analisou como regeneração as plantas de 3 a 29,9 cm de circunferência à 1,3 m do solo (circunferência à altura do peito - CAP) e altura maior que 1,3 m, enquanto SCCOTI (2009) utilizou o termo regeneração natural estabelecida ao amostrar indivíduos com DAP \geq 1 cm e menor que 5 cm.

As condições físicas do ambiente influenciam a ocorrência de plantas em todas as fases de sua vida, mas é no estágio juvenil que a sobrevivência é mais

crítica (WATKINSON, 1997). No caso de espécies que ocorrem em florestas aluviais, o estresse provocado pela inundação pode tanto limitar o crescimento das plântulas quanto não causar efeitos, dependendo do grau de tolerância da espécie (MARQUES, SILVA & SALINO, 2003). Como as demandas energéticas variam conforme o desenvolvimento da planta (MEDRI *et al.* 2002), é possível que indivíduos de diferentes idades sofram influência diferenciada do excesso de água no solo e das alterações na concentração de macro e micronutrientes.

Para se conhecer as fases sucessionais de uma vegetação torna-se necessário o conhecimento prévio da sucessão regional, bem como de sua florística e fisionomia. Assim, com auxílio da análise estrutural, pode-se quantificar de forma objetiva um determinado tipo de vegetação e melhor caracterizá-la (KUNIYOSHI, 1989). Nesse contexto, é necessário conhecer a estrutura fitossociológica das comunidades e a auto-ecologia das espécies, considerando os diferentes grupos ecológicos. BUDOWSKI (1965) classifica as espécies em quatro grupos ecológicos:

- Espécies pioneiras: indivíduos com altura entre 5 - 8 m, intolerantes à sombra, de rápido crescimento, muito raras no banco de plântulas, formam um estrato muito denso, produzem grande quantidade de sementes pequenas, com viabilidade por longo tempo, formando banco de sementes do solo.

- Espécies secundárias iniciais: as espécies desse grupo atingem 12 - 20 m de altura são de rápido crescimento e intolerantes à sombra, pouco presentes na regeneração, formam dois estratos bem diferenciados, possuem sementes de tamanho pequeno e com viabilidade por longo período.

- Espécies secundárias tardias: plantas com altura entre 20 - 30 m, tolerantes a sombra no estágio juvenil, formam banco de plântulas, com grande mortalidade de indivíduos nos primeiros anos, apresentam sementes pequenas a médias, com baixa viabilidade.

- Espécies clímax: espécies com altura entre 30 – 45 m, de crescimento lento, tolerantes à sombra na fase jovem e intolerantes na fase adulta, abundância de indivíduos na regeneração natural e possui sementes grandes e de curta viabilidade, não formando banco de sementes do solo.

BARDDAL (2002) classificou as espécies do ambiente, objeto deste estudo, de acordo com DAUBENMIRE (1982), baseado na condição lumínica, denominando de pioneiras *Sebastiania commersoniana* e *Schinus terebinthifolius*, que requerem grandes quantidades de luz para o seu desenvolvimento. Na sequência, estariam

englobadas como facultativas umbrófilas *Blepharocalyx salicifolius*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Guettarda uruguensis*, *Lithraea brasiliensis*, *Luehea divaricata*, *Machaerium paraguariense*, *Myrceugenia glaucescens* e *Myrcianthes gigantea*, que mesmo sendo heliófilas, conseguem se desenvolver bem à sombra até atingirem o dossel. Sucedendo às anteriores, em condições de melhor sombreamento, estariam englobadas as umbrófilas de capacidade relativa de tolerar a luz, representadas por: *Allophylus edulis*, *Dalbergia frutescens*, *Eugenia uniflora*, *Eugenia uruguayensis*, *Myrciaria tenella*, *Myrrhinium atropurpureum*, *Picramnia parvifolia*, *Scutia buxifolia* e *Sebastiania brasiliensis*.

Formando um último grupo, encontrado nas porções mais sombreadas da floresta, estariam as umbrófilas incapazes de suportar a luz solar plena, constituídas por *Casearia decandra*, *Calyptanthes concinna*, *Erythroxylum mirsinites* e *Trichilia elegans*, além das arbustivas *Daphnopsis racemosa* e *Rudgea parquioides*.

Matayba elaeagnoides, *Nectandra cf. grandiflora* e *Cinnamodendron dinisii* parecem ser potenciais facultativas umbrófilas, que irão ocupar o dossel somente em condições de melhor aeração do solo, senão permanecerão na sua forma jovem, sem conseguir desenvolver-se plenamente, conforme observado no interior das parcelas. Pela mesma razão, *Myrcia hatschbachii* e *Maytenus ilicifolia* também não são observadas em fase adulta e, por sua vez, devem ser potenciais umbrófilas com capacidade relativa de suportar a luminosidade solar (BARDDAL, 2002).

WHITMORE (1989), por sua vez, classifica as espécies florestais em dois grandes grupos: pioneiras e não-pioneiras. Entre as não-pioneiras estão englobadas aquelas climácicas tolerantes à sombra e as climácicas exigentes em luz.

2.3. Intensidade Luminosa

A luz é fundamental como fonte essencial e direta de energia para o desenvolvimento de todos os vegetais (WALTER, 1971). Através de várias respostas, desempenha importante papel no funcionamento, estrutura e sobrevivência de qualquer ecossistema (WHATLEY & WHATLEY, 1982). A distribuição local das espécies em uma comunidade florestal está fortemente influenciada pelas diferenças na disponibilidade de luz, que condiciona direta ou indiretamente grande parte dos processos de crescimento das plantas (WALTER, 1971).

Em comunidades arbóreas as diferentes formas de alocação de recursos para o crescimento são evidenciadas quando comparadas com as espécies de sub-bosque, de dossel e emergentes (HARPER, 1990). No sub-bosque, as árvores são mais baixas em relação às árvores de dossel e por estarem sombreadas, tendem a investir mais recursos em área foliar e/ou número de folhas. Por outro lado, as árvores do dossel e emergentes alocam mais recursos em estruturas de sustentação, uma vez que estão constantemente submetidas à maior ação do vento, que pode promover a queda dos indivíduos (OSUNKOYA et al., 2007)

Essas diferenças morfológicas nos diferentes estratos são principalmente reações morfogenéticas desencadeadas pela luminosidade. A interceptação da luz é um dos principais fatores que controlam a assimilação de carbono total e crescimento das árvores (HILBERT; MESSIER, 1996). E isto é influenciado por características do dossel da floresta e por traços arquitetônicos das árvores, como o formato da copa, espaçamento entre ramos e morfologia da folha (KING, 1990). Segundo RIBEIRO *et al.* (2001), a baixa luminosidade limita mais os processos de crescimento no interior de uma formação arbórea do que a fertilidade do solo, influenciando assim o crescimento e recrutamento das espécies.

A intensidade luminosa é um fator limitante da fotossíntese e o ponto de compensação lumínica é variável de acordo com as características da espécie. Para plantas heliófilas, este valor situa-se entre 700 e 1.000 lux, enquanto que plantas esciófilas, que se desenvolvem no sub-bosque, este ponto pode ser inferior a 100 lux (DAJOZ, 2005).

A luminosidade afeta a germinação, crescimento e reprodução das plantas (BAZZAZ, 1991). No ambiente florestal, a quantidade e a qualidade da luz podem ser modificadas antes de atingir o solo da floresta, e por este motivo, as espécies apresentam adaptações para o crescimento sob maior ou menor influência da luminosidade. Espécies de crescimento rápido podem aumentar inúmeras vezes sua taxa fotossintética e de germinação, recrutando e desenvolvendo com a incidência de maior intensidade luminosa. Por outro lado, plantas de crescimento lento apresentam adaptações a ambientes sombreados, como a maior área foliar, para aproveitar ao máximo a quantidade de luz presente no sub-bosque (MELO *et al.*, 2004).

MACIEL *et al.* (2002) estudaram a influência da radiação solar sobre a dinâmica florestal e identificaram que o processo sucessional em florestas tropicais

depende da chegada de luz no seu interior, propiciada pela abertura de clareiras. Sendo este o principal responsável pela grande diversidade nesses ecossistemas, por consequência da adaptação das espécies ao gradiente de luminosidade. A temperatura influencia os processos fisiológicos dos vegetais e, quando baixa, pode originar um período de repouso nas plantas (PIRES-O'BRIEN e O'BRIEN, 1995). MELO *et al.* (2004) relataram que esse componente do microclima pode oscilar nas proximidades do solo da floresta, principalmente em ambientes influenciados por clareiras, sendo que o seu aumento eleva a taxa de respiração das plantas.

2.4. Dinâmica da floresta

O processo de mudanças ao longo do tempo e do espaço de uma comunidade vegetal pode ser analisado por meio de estudos de dinâmica. Os elementos amostrados e a interação dos fatores bióticos e abióticos, expressos pelas flutuações nas taxas de nascimento, crescimento e mortalidade ao longo do tempo, determinam o processo evolutivo da comunidade florestal (CABRAL, 1999).

O conhecimento da dinâmica dos remanescentes florestais é primordial para o estabelecimento de ações pertinentes de conservação e restauração, bem como para o desenvolvimento de indicadores de monitoramento e avaliação (ENGEL 1993, GANDOLFI *et al.* 1995, MARTINS e RODRIGUES 1999).

As comunidades florestais são dinâmicas e as mudanças ocorrem continuamente em níveis de população, de espécies e de indivíduos ao longo do tempo, mesmo que a comunidade como um todo seja estável, devido ao equilíbrio entre crescimento, recrutamento e mortalidade (FELFILI, 1995).

Comparações entre estudos são importantes tanto para entender a dinâmica das florestas quanto para fazer generalizações sobre o padrão no tempo e espaço e para inferir sobre as causas fundamentais da dinâmica (LEWIS *et al.* 2004). A disponibilidade de informações sobre a dinâmica das comunidades florestais é baseada quase sempre em apenas dois inventários, de períodos longos ou curtos (FELFILI, 1995a).

A dinâmica das comunidades florestais varia conforme o estágio sucessional no qual se encontram, dependente de perturbações passadas (ROLIN *et al.*, 1999; WHITMORE, 1989). Esta variação demonstra, ao longo do tempo, tendência a uma maior maturidade florestal, uma vez que o número de indivíduos em classes

inferiores diminui e aqueles das classes superiores aumenta. Este processo, chamado de autodesbaste, representa uma conseqüente redução na densidade e aumento em área basal, é característico de comunidades em fase mais avançadas de recuperação pós-distúrbio (CHAGAS *et al.*, 2001; PINTO, 2002).

Por outro lado, florestas maduras geralmente apresentam maior número de árvores com áreas basais grandes, enquanto que aquelas em estádios mais iniciais de regeneração formam grandes adensamentos de árvores finas (UHL *et al.*, 1981).

Grande parte dos trabalhos de dinâmica concentra esforços na busca do conhecimento das taxas correspondentes às variações e mudanças em número de indivíduos e de tamanho destes, principalmente entre espécies com diferentes requerimentos ecológicos (FELFILI, 1995a; NASCIMENTO *et al.*, 1998; WERNECK *et al.*, 2000; PINTO, 2002). Entretanto, trabalhos que relacionam estas taxas dinâmicas com as variações ambientais são raros e, geralmente, realizados para populações de espécies arbóreas (NUNES, 1999).

Os conhecimentos acumulados sobre as comunidades vegetais, o padrão de regeneração e o decurso do crescimento de cada espécie arbórea ou de grupos de espécies permitem tecer as primeiras conclusões sobre o processo de dinâmica florestal (LAMPRECHT, 1990).

A dinâmica da floresta pode iniciar com a formação de clareiras, que provocam mudanças nas características climáticas, ocasionando assim o processo de sucessão florestal (CARVALHO, 1997). Clareira é definida como uma abertura no dossel da floresta ocasionada pela queda de uma ou mais árvores, ou de parte de suas copas, por morte natural, raios, ventos, vulcões, furacões e derrubadas, entre outros fatores. Cada caso pode formar clareiras de tamanhos diferentes. A dinâmica da floresta, relacionada à sucessão, ocorre de forma diferenciada em relação ao processo de formação de clareiras. As clareiras formam um mosaico de diferentes estágios de desenvolvimento, dividindo a floresta em três fases sucessionais: fase de clareira; fase de construção e fase madura. A abertura de clareiras é o principal fator para que diversas espécies existam na floresta, sendo renovadas e sustentadas pela dinâmica da perda de indivíduos mais velhos; permitindo a existência de novos indivíduos (CARVALHO, 1997).

As clareiras abertas no dossel da floresta podem ter mais importância na determinação de sua composição florística do que a competição entre as espécies arbóreas por luz e nutrientes, definindo uma floresta madura como um mosaico de

fases estruturais que mudam com o tempo, resultando no processo dinâmico da floresta. Durante o curso da sucessão, indivíduos de várias espécies se estabelecem, crescem, reproduzem-se e morrem. Os indivíduos que morrem são substituídos pelo crescimento dos indivíduos vizinhos ou estabelecimento de novos indivíduos de diferentes espécies. Cada mudança no sistema ao longo do tempo pode ser interpretada como uma transição de um estágio sucessional para outro (WHITMORE, 1989).

O tamanho da clareira tem fundamental importância no processo de sucessão florestal, ou seja, pequenas clareiras como aquelas formadas pela queda de galhos normalmente não promovem as condições microclimáticas para o estabelecimento de espécies pioneiras. Neste caso, as espécies clímax normalmente preenchem a clareira pelo crescimento lateral dos galhos que envolvem as árvores. Por outro lado, se a clareira for grande, a colonização se dá pelas espécies pioneiras (SILVA, 1989).

O estudo da dinâmica indica o crescimento e as mudanças na composição e na estrutura de uma floresta, e a melhor forma de focar a dinâmica de uma floresta é avaliando o crescimento, mortalidade e ingresso das árvores componentes dessa floresta (FINEGAN, 1993). O crescimento individual das árvores geralmente é avaliado pela elaboração de modelos para prever o crescimento individual das árvores (VANCLAY, 1994).

2.4.1. Recrutamento

De forma geral, a diferença entre recrutamento e ingresso está no fato de que quando um indivíduo passa a ser contabilizado pela primeira vez a partir do segundo inventário ele é um recruta e quando ele passa de uma classe de distribuição diamétrica para outra trata-se de um ingresso.

VANCLAY (1994) diferencia os termos regeneração e recrutamento definindo a regeneração como a renovação de povoamentos florestais por meios naturais ou artificiais, enquanto que o recrutamento refere-se aos indivíduos que alcançaram um tamanho especificado (altura ou DAP). Segundo KOHYAMA e TAKADA (1998), obtêm-se taxas de recrutamento simplesmente pela contagem de árvores que são menores que um tamanho mínimo em um inventário, mas que entraram em um segundo inventário.

Na maioria das florestas estudadas a taxa de recrutamento de árvores a um DAP mínimo de inclusão está intimamente associada à taxa de mortalidade, mantendo a densidade de árvores com DAP > 10 cm mais ou menos constante (SWAINE; LIEBERMAN, PUTZ, 1987).

De acordo com PHILLIPS *et al.*, (2004) *apud* SCARANELLO (2010)³, análises de larga escala têm sugerido que mudanças significativas ocorreram na estrutura e funcionamento das florestas tropicais nas últimas décadas. PHILLIPS & GENTRY (1994), *apud* SCARANELLO (2010), mostraram que a taxa de reposição (*turnover*), uma média da taxa de recrutamento e mortalidade, de florestas tropicais pouco perturbadas aumentaram ao longo dos anos de 1980 e início de 1990. Na Amazônia a estrutura e a composição de florestas não-fragmentadas estão mudando, em função do aumento da biomassa das árvores (BAKER *et al.*, 2004a) e abundância relativa de lianas lenhosas (PHILLIPS *et al.*, 2002). Esses padrões sugerem que as mudanças globais estão causando transformações previsíveis nas florestas tropicais (LEWIS *et al.*, 2004 *apud* SCARANELLO, 2010⁴).

2.4.2. Mortalidade

Em florestas a mortalidade de árvores está fortemente relacionada a fatores exógenos ou endógenos que afetam essas comunidades (VEBLEN, 1992). O efeito do vento, chuva, patógenos, ataques de insetos e secas pronunciadas podem conduzir o regime de queda natural de árvores (BROKAW; WALKER, 1991).

A forma na qual as árvores morrem e a condição em que finalmente alcançam o solo podem depender de características biológicas ou físicas que atuam sobre as mesmas. Árvores podem morrer em pé, quebradas ou arrancadas pela raiz (ARRIAGA, 2000). As propriedades arquitetônicas ou anatômicas das árvores junto com as características de solo determinam se uma árvore cai com a raiz ou quebra (BROKAW; WALKER, 1991). Árvores mortas em pé são importantes habitats para a

3

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D.; VINCETI, B.; BAKER, T. R.; BROWN, S.; GRAHAM, A. W.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D. W.; LAURANCE, W. F.; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAUDO, A.; NÚÑEZ VARGAS, P.; SONKÉ, B.; SUPARDI, N.; TERBORGH, J. W.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R. **Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary.** *Journal of Ecology*, Oxford, v. 92, n. 6, p. 929-944, 2004.

fauna (DEWALT; MALIAKAL; DENSLOW, 2003). Árvores mortas caídas contribuem diretamente para aumentar o estoque de nutrientes e carbono do solo.

Árvores de crescimento lento possuem maior probabilidade de insalubridades, de exibirem estresse fisiológico e serem propensas à senescência (BIGLER *et al.*, 2004). Além disso, a taxa de mortalidade pode ser maior em espécies de sub-bosque, seguido por espécies de dossel e emergentes (KORNING; BALSLEV, 1994).

ROSSI (2006) citando DEEN (1933) comenta que a taxa de eliminação natural em povoamentos florestais oferece um dos mais complexos problemas da mensuração florestal. Isto é, o conhecimento de quantidade de árvores de determinada classe de DAP espera-se que sobreviva no período estudado. Assim, a mortalidade permanece como um dos componentes menos compreendidos nas estimativas de dinâmica da floresta, principalmente pela complexidade do processo e a incerteza do tempo de ocorrência da morte (HAMILTON Jr., 1986; YANG *et al.*, 2003, *apud* ROSSI, 2006).

A mortalidade é a taxa na qual as árvores morrem e é expressa como porcentagem em relação a um período de tempo, usualmente os anos (ALDER, 1995). A mortalidade é um evento raro, principalmente para as árvores grandes não senis, onde a taxa é bem menor que 1% ao ano (WYCKOFF e CLARK, 2002 *apud* ROSSI, 2006⁵). Por isso os resultados são limitados mesmo se houver disponibilidade de um grande conjunto de dados medidos (YANG e TITUS, 2002 *apud* ROSSI, 2006).

SILVA *et al.* (1996), monitorando uma área de floresta primária não manejada, duas áreas manejadas e uma floresta secundária de 50 anos, na região de Tapajós (PA), observaram que as taxas de mortalidade foram maiores para as espécies pioneiras, exceto na floresta secundária, onde as espécies de sub-bosque apresentaram a maior mortalidade, seguida das espécies pioneiras.

SILVA (1989) determinou a taxa de mortalidade por classe de iluminação da copa (luz total, luz parcial e sombreada) das árvores e observou não existirem diferenças significativas. Esse resultado conflitou com um estudo similar efetuado em Sarawak (Malásia), por KORSGAARD (1986) *apud* SILVA (1989), em que as taxas de mortalidade foram elevadas entre as árvores que recebiam pouca luz.

⁵ WYCKOFF, P. H.; CLARK, J. S. The relationship between growth and mortality for seven co-occurring tree species in the southern Appalachian Mountains. *Journal of Ecology*, Oxford, v. 90, n. 4, p. 604-615, 2002.

O grau de perturbação e o tempo transcorrido desde então têm um efeito notável sobre o comportamento da mortalidade em florestas tropicais úmidas. Florestas não perturbadas e em equilíbrio mostraram taxas de mortalidade constantes sobre as classes de diâmetro e, por esta razão, não se espera encontrar nenhuma correlação com o tamanho da árvore (MANOKARAN & KOCHUMMEN, 1987; SWAINE *et al.*, 1987; LIEBERMAN & LIEBERMAN, 1987).

Em florestas exploradas a mortalidade tende a ser maior nas menores classes de tamanho. Depois de algum tempo, entretanto, quando a maioria das espécies pioneiras componentes da floresta estiverem mortas e substituídas por espécies tolerantes à sombra, a mortalidade tende a estabilizar e tornar-se quase constante nas classes de diâmetro (SILVA, 1989).

SCHAAF (2001) em seu estudo de 21 anos de dinâmica em uma Floresta Ombrófila Mista secundária encontrou uma interessante relação a respeito da análise da mortalidade e as variáveis qualitativas como vitalidade e qualidade do fuste. As taxas de mortalidade variaram em relação às categorias qualitativas sendo:

- Para vitalidade das árvores, a classe “boa vitalidade” apresentou mortalidade de 10,42%, 39,09% para a classe “média vitalidade” e 67,27% das árvores que foram classificadas em 1979 como “vitalidade ruim” estavam mortas em 2000.
- Para a qualidade do fuste, as taxas de mortalidade foram 5,46% referente à classe “boa qualidade”, 22,33% referente à classe “média qualidade” e 52,86% dos fustes com “qualidade ruim”.

2.4.2.1. Taxas de mortalidade em florestas naturais

SWAINE *et al.* (1987) revisando trabalhos realizados em florestas tropicais primárias e secundárias, verificaram que a taxa de mortalidade para florestas que não sofreram intervenções estava entre 1 e 2%, variando de acordo com o local, independentemente da classe diamétrica. PHILLIPS *et al.* (1994) compilaram dados sobre taxas anuais de mortalidade de florestas tropicais em 25 sítios localizados em quatro continentes. As taxas variaram de 0,67% a 2,85%, sendo as mais altas encontradas na Amazônia peruana e as mais baixas em Queensland (Austrália) e em Uganda.

Na floresta tropical Atlântica, estudos demonstraram que a taxa de mortalidade pode variar de 2,6 a 2,9% (DAP \geq 5cm) em áreas sob intenso processo

de fragmentação (OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997) e em área livre de efeito de fragmentação pode chegar a 1,7% em anos típicos ou até 5% (DAP \geq 10 cm) em anos de seca pronunciada sob efeito de “El Niño”.

Em florestas de dipterocarpaceas na Malásia, MANOKARAN e KOCHUMMEN (1987) encontraram taxa de mortalidade média anual de 2,02% em um período de observação de 34 anos, sendo que as árvores emergentes apresentaram taxa mais baixa (1,4%), enquanto que as árvores do sub-bosque atingiram mortalidade de 2,6%.

KÖHLER *et al.* (2001) estudando florestas pluviais em Sabah, Malásia, em períodos de 9 a 20 anos, obtiveram taxas de mortalidade anual variando de 0,24% a 6,34%, em distintos locais, sendo as taxas de mortalidade de espécies pioneiras geralmente maior do que as espécies não pioneiras, alcançando 12,03%. Em relação ao tempo, as taxas médias mostraram alta flutuação, podendo em alguns casos ser 0% nos oito primeiros anos e 36% no último período analisado.

Em La Selva, Costa Rica, numa floresta primária tropical úmida, LIEBERMAN & LIEBERMAN (1987) encontraram, em 14 anos de observações, uma taxa média de mortalidade anual de 2,03%. Também na Costa Rica, em floresta explorada, FINEGAN e CAMACHO (1999) observaram taxas entre 1,6% e 2,3% ao ano, sendo que as árvores com incremento em diâmetro zero ou negativo tiveram marcadamente maiores taxas de mortalidade do que as com incremento anual médio maior ou igual a 1,0 mm. Notadamente, a mortalidade aumentou com a redução da iluminação da copa. Na Amazônia, 13 anos após a exploração, SILVA *et al.* (1995) registraram uma taxa anual de mortalidade de 2,2% para todas as espécies e de 1,3% para as espécies comerciais. CASTRO MARÍN *et al.* (2005), em floresta decídua seca e em floresta de galeria na Nicarágua, encontraram taxas de mortalidade de 4,5% e 4,2%, respectivamente, durante sete anos de estudos. FELFILI (1993) estudou a dinâmica de uma floresta de galeria em área de cerrado próximo a Brasília, obtendo taxa de mortalidade de 3,5% em seis anos de observações. A competição entre as pequenas árvores e a senilidade entre as árvores maiores foram provavelmente as principais causas de morte.

Na floresta amazônica brasileira, ALDER e SILVA (2000) encontraram que, em média, as árvores dominadas têm mortalidade 1,7 vezes maior do que as dominantes, e as com defeitos tem mortalidade 2,6 vezes maior. Para nenhum grupo de espécies, a mortalidade das dominantes foi maior do que as dominadas, e a taxa

das dominantes variou de 0,5% a 4,1% ao ano. Os autores citam também que as maiores taxas de mortalidade estão associadas com as espécies que tendem a ter maior necessidade de luz (pioneiras).

Na Floresta Ombrófila Mista, SCHAAF (2001) observou que a posição sociológica é um importante fator para estimar a mortalidade. No estrato superior a taxa de mortalidade foi 3,68%, 16,52% para o estrato intermediário e 42,45% para o estrato inferior.

2.4.3. Incremento

O crescimento de qualquer das variáveis dendrométricas pode ser avaliado segundo as modificações, geralmente de acréscimo, acumuladas ao longo do tempo. A essa característica é que se chama incremento, ou seja, é a maneira de se expressar o crescimento das variáveis dendrométricas em função do tempo (ENCINAS, 2005).

O crescimento das árvores é um dos principais temas de interesse de engenheiros florestais e ecólogos, devido às aplicações na avaliação e predição da produção de florestas (VANCLAY, 1994), bem como às implicações no entendimento de estudos demográficos e dinâmica de florestas (SWAINE; LIEBERMAN; 1987). Infelizmente poucas espécies de árvores tropicais formam anéis anuais de crescimento no xilema, impossibilitando análises dendrocronológicas (BULLOCK, 1997; CLARK; CLARK, 1994). Por isso, estimativas de crescimento arbóreo são determinadas através de medidas sucessivas obtidas em parcelas permanentes; a partir do incremento em diâmetro (SHEIL, 2003).

Quando o período de crescimento é de um ano, o acréscimo é chamado incremento corrente anual (ICA) e determinado pela diferença entre os valores da variável, medidos no início e final do ano de crescimento. O crescimento médio anual para um período de n anos é denominado de incremento periódico anual (IPA). O IPA é obtido pela diferença entre os valores da variável medidos no início e final do período considerado e dividido pelo número de anos do período. Se a diferença não for dividida pelo número de anos do período, obtém-se o incremento periódico (IP). O acréscimo médio anual referente a uma determinada idade é chamado incremento médio anual (IMA) e é obtido dividindo-se o valor acumulado da variável pela idade. Essas medidas de incremento são aplicáveis para árvores

individuais ou povoamentos, na análise de qualquer característica mensurável (HUSCH *et al.*, 1982).

O incremento em diâmetro, por sua vez, é extremamente variável, tanto entre as espécies arbóreas como dentro da mesma espécie (FERRI, 1979), além de não apresentar padrões claros ao longo do tempo e da ontogenia (CLARK; CLARK, 1994). Além disso, incremento em diâmetro pode estar relacionado positivamente com a disponibilidade de água (precipitação) em curto prazo (SILVA *et al.*, 2002; VIEIRA *et al.*, 2004), porém a longo prazo a relação não se torna clara (CLARK; CLARK, 1994).

O incremento em diâmetro também é dependente do tamanho, pois árvores pequenas em geral crescem mais lentamente que árvores grandes (BRIENEN; ZUIDEMA; DURING, 2006). Além da dependência de tamanho, o incremento em diâmetro pode estar primariamente relacionado com a disponibilidade de luz. Porém, essa relação é diferenciada para espécies pertencentes a diferentes grupos funcionais (BAKER, BURSLEM & SWAINE, 2003). Por exemplo, espécies que demandam alta disponibilidade de luz para a germinação e/ou estabelecimento (pioneiras) são diferenciadas de espécies que são habilitadas a germinarem e se estabelecerem sob a sombra do dossel (não-pioneiras) (WHITMORE, 1989). Portanto, sob condições de alta disponibilidade de luz, espécies pioneiras possuem taxas de incremento diamétrica maiores que espécies não-pioneiras (BAKER, BURSLEM & SWAINE 2003).

Segundo ARCE *et al.* (1998), o crescimento das florestas pode ser entendido como um processo contínuo, que inclui uma entrada, um movimento e uma saída de matéria. A entrada é o ingresso, o movimento é o crescimento, e a saída é a mortalidade.

Um estudo realizado na Floresta Nacional de Tapajós (PA) sobre o crescimento de florestas tropicais brasileiras foi documentado em SILVA *et al.* (1995) e relatado também em SILVA *et al.* (1996) e SILVA (1997), onde as diferenças do IPA em diâmetro foram marcantes entre os grupos ecológicos. De modo que as espécies intolerantes à sombra foram superiores às tolerantes que, por sua vez, cresceram mais rápido que as do sub-bosque, tanto em floresta explorada como na não explorada.

2.4.4. Distribuição diamétrica

Na região Sul do Brasil diversos estudos vêm sendo conduzidos buscando verificar a existência de agrupamentos na vegetação e a relação entre as variáveis ambientais e a distribuição das espécies (ARAUJO *et al.*, 2004; LONGHI *et al.*, 2006; BUDKE *et al.*, 2007; SCIPIONI *et al.*, 2009; ARAUJO *et al.*, 2010).

Segundo BEGON *et al.* (2007), a agregação é favorecida pela existência de recursos favoráveis para reprodução e sobrevivência. KAGEYAMA (1987) relatou ser comum a incidência de espécies com padrão agrupado em florestas tropicais. NASCIMENTO (2001) em estudo realizado na Floresta Ombrófila Mista, em Nova Prata, RS, encontrou predominância do padrão de dispersão agrupado ou com tendência ao agrupamento. A dinâmica populacional também pode ser abordada, pela caracterização na distribuição do número de indivíduos por classe de diâmetro (MARTINS, 1993). Segundo JARENKOW (1985), esta análise permite fazer suposições sobre a estabilidade das populações em determinado estágio sucessional. O comportamento “J invertido” indica que a população se encontra estável e autoregenerativa no ecossistema, enquanto que o padrão inverso indica reduzido recrutamento (PIRES O´BRIEN & O´BRIEN, 1995).

Geralmente, em florestas naturais, a maior densidade de indivíduos ocorre nas menores classes de tamanho (RICHARDS, 1998). FELFILI (2001) afirmou que a distribuição J invertida é comumente encontrada para a comunidade, porém, quando as espécies são analisadas individualmente, principalmente as emergentes, ocorrem variações neste padrão. Segundo LAMPRECHT (1990), as espécies podem apresentar distribuições diferentes, o que ocorre devido às variações nas exigências ecológicas.

A análise da distribuição diamétrica de uma espécie dá uma informação preliminar do caráter dessa espécie com relação à luz. Espécies tolerantes são aquelas com distribuição na forma exponencial negativa (J invertido). Espécies com distribuição errática, com ausência de indivíduos nas classes menores, são chamadas de pioneiras, fortemente heliófilas. Espécies com comportamentos intermediários entre esses extremos são chamadas de oportunistas, podendo ser de grandes ou de pequenas clareiras, conforme sejam mais ou menos heliófilas (ROLLET, 1978).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudos

3.1.1. Histórico da área

O vazamento de 4 milhões de litros de óleo ocorrido na Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR), unidade da Petróleo Brasileiro S.A. (PETROBRÁS), localizada no município de Araucária - PR, no dia 16 de julho de 2000, atingiu a bacia hidrográfica do rio Iguaçu, uma das mais importantes da região Sul do Brasil, mais diretamente as sub-bacias do arroio Saldanha e do rio Barigui, seus afluentes.

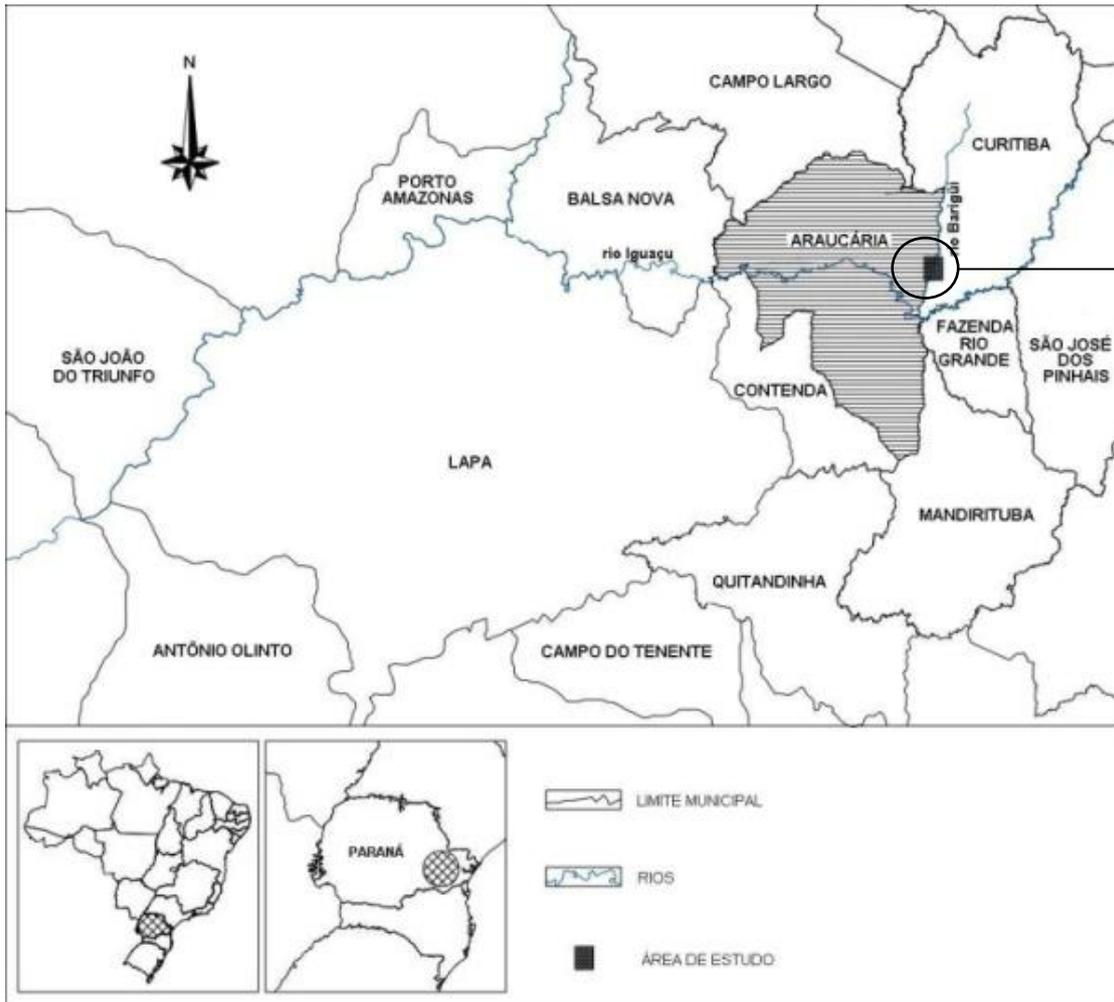
De acordo com as informações fornecidas pela PETROBRÁS, apenas a quarta parte do volume do óleo derramado atingiu o leito do rio Barigui e, posteriormente, o do rio Iguaçu, sobre os quais se voltaram as ações de contenção e recolhimento. A maior parte do volume de óleo ficou retida ao longo do arroio Saldanha e na várzea formada por este junto ao rio Barigui.

A área de abrangência do vazamento, no entanto, se estende desde a refinaria até a localidade de Balsa Nova, ao longo do curso do rio Iguaçu, aproximadamente 40 km à jusante da fonte do derrame, no limite entre o primeiro e o segundo planaltos do Paraná.

Desta forma, a Universidade Federal do Paraná, por meio do Laboratório de Ecologia Florestal (LECOF) iniciou um estudo (*“Diagnóstico e monitoramento da cobertura vegetal da área de influência do vazamento de óleo da Refinaria Presidente Getúlio Vargas - REPAR, no município de Araucária/PR”*) com a instalação de parcelas permanentes para diagnosticar o efeito deste evento sobre a vegetação da região e monitorar as áreas atingidas pelo vazamento de óleo.

3.1.2. Localização da área de estudo

A área está localizada na Refinaria Presidente Getúlio Vargas, pertencente à Empresa de Petróleos Brasileiros (Petrobrás), na porção centro sul do primeiro planalto paranaense, município de Araucária (FIGURA 01), a uma altitude de 875 m, tendo como coordenadas aproximadas 25°35'12" S e 49°20'45" W.



Fonte: Google Earth.

Figura 1 – Localização da área de estudo - município de Araucária - PR.

O acesso principal à refinaria, a partir de Curitiba, é feito pela BR 476, poucos quilômetros antes da região central da cidade de Araucária, seguindo então por uma estrada não pavimentada, passando pela usina termoeletrica de gás natural (UEG Araucária) até a margem direita do rio Barigui, na divisa com o município de Curitiba.

As parcelas estão dispostas na área de estudo conforme a Figura 2 abaixo:

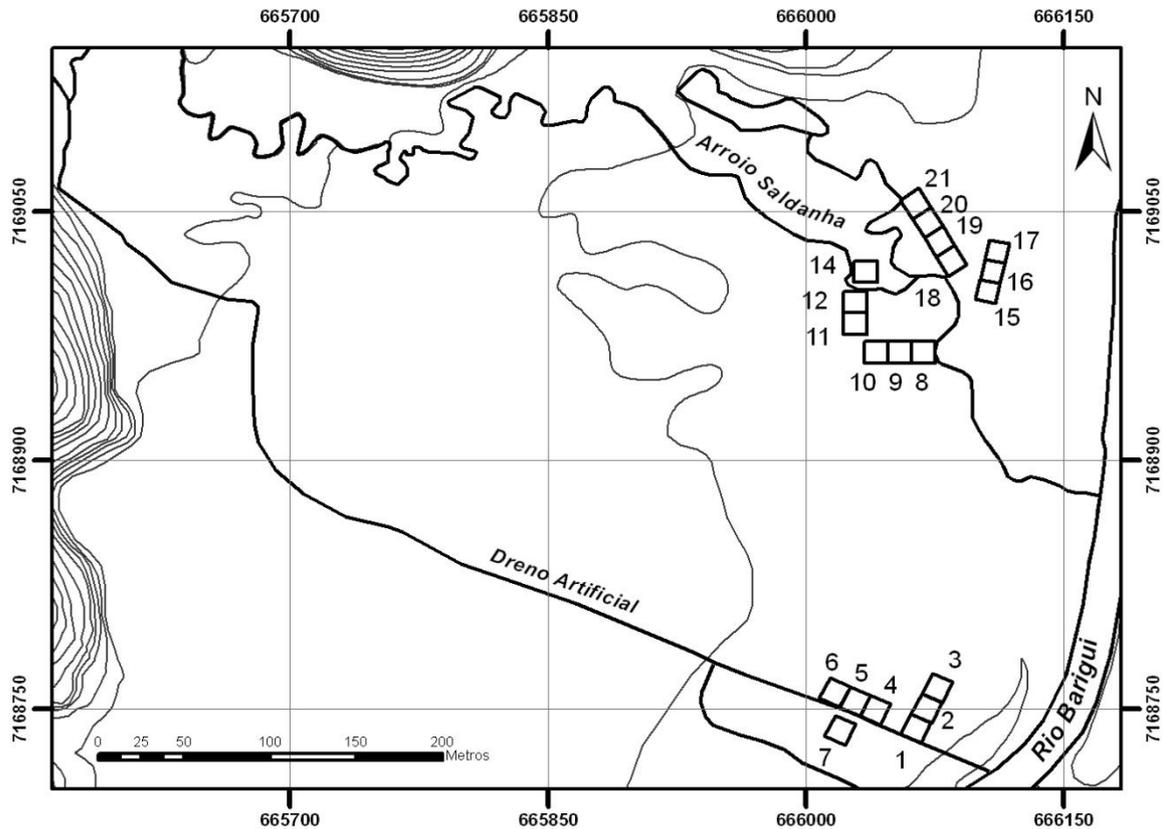


Figura 2 – Localização das parcelas na área de estudo.

3.1.3. Geologia e geomorfologia

As planícies aluvionares da região metropolitana de Curitiba, de modo geral, são de sedimentos argilo-siltico-arenosos. Geologicamente, são formações recentes (Holoceno) e comandadas pela influência do rio Barigui. Os depósitos holocênicos foram formados em clima atual mais úmido e depositados por rios meandantes e por extensas inundações nas planícies, jazendo, em maior parte, diretamente sobre o embasamento, após a retirada dos sedimentos. Ocupam cerca de 490 km², ou seja, 20% da área da bacia curitibana, cobrindo principalmente a planície de

inundação do rio Iguaçu e de seus maiores afluentes. Desta combinação geológica, originou-se uma paisagem marcada por largas planícies nas proximidades da calha principal da bacia, que contornam as colinas e outeiros suavemente ondulados dos sedimentos miocênicos, ambos cercados pelo relevo mais acidentado das rochas pré-cambrianas (SALAMUNI, 1998).

3.1.4. Solos

A área está estabelecida em uma planície, no reverso do dique marginal do rio Barigui, possuindo solo de origem alúvio-coluvionar formado por sedimentos de fina granulometria denominado Gleissolo (BARDDAL, 2002). Segundo o mesmo autor os solos de interesse neste trabalho são do tipo Gleissolos Háplicos e Melânico, com predominância de Eutróficos típicos, horizonte A moderado, textura argilosa e de relevo plano. O autor chama atenção para a associação entre Gleissolos Melânicos, com as áreas de maior saturação hídrica, e os Háplicos com as de menor saturação; o pH apresenta uma relação proporcional com teores de alumínio, e uma variação da matéria orgânica com as alterações microtopográficas do ambiente. Gleissolos são solos hidromórficos, constituídos por material mineral, que apresentam horizonte glei dentro dos primeiros 50 cm ou a profundidades entre 50 e 125 cm, imediatamente abaixo de horizontes A ou E, ou precedidos por horizonte B incipiente, B textural ou C com presença de mosqueados abundantes com cores de redução. Os solos dessa classe são permanente ou periodicamente saturados por água e geralmente desenvolvem-se em sedimentos recentes nas proximidades dos cursos d'água e em materiais alúvio-coluvionares sujeitos à condições de hidromorfia, sendo possível sua ocorrência em áreas de terreno plano de terraços fluviais, lacustres ou marinhos, em materiais residuais em áreas abaciadas e depressões, ou eventualmente em áreas inclinadas sob influência do afloramento de água subterrânea (EMBRAPA, 1999).

Segundo levantamento semidetalhado da várzea do rio Iguaçu (RAUEN *et al.*, 1994, citado por BARDDAL, 2002), o solo tem horizonte diagnóstico húmico e pouco húmico e subsuperficial glei. Esse último é argiloso e de consistência muito dura quando seco e muito plástico e pegajoso quando molhado, pouco poroso e de baixa condutividade hídrica, que determina sua reduzida permeabilidade, resultando acúmulo de água na superfície, ou próximo dela, nos períodos mais chuvosos.

Sobre estes solos ocorre vegetação hidrófila ou higrófila herbácea, arbustiva ou arbórea.

Solos com baixa permeabilidade saturada, localizados em relevos aconcavados, pouco alçados, portanto, sujeitos à saturação hídrica plena, impõem forte seletividade às espécies arbóreas (CURCIO, 2007a).

Estudos em poços hídricos ao longo das margens do rio Iguaçu, entre Curitiba e União da Vitória, demonstram que dentre as planícies mais soerguidas, essa é a que possui o maior grau de saturação hídrica. Essa situação valoriza de forma contundente o regime hídrico do solo, indicando-o como um de maior efeito na seletividade fitoambiental dos ambientes fluviais (CURCIO, 2007c).

Com base em CURCIO (2006), pode-se dizer que em Gleissolo Melânico as árvores estão mais sujeitas à condição de saturação hídrica do que nas demais áreas e, provavelmente, sofrem com maior frequência o impacto dos períodos de cheia do rio. Isto ocorre tanto pela maior superficialidade do lençol freático, quanto pelas taxas muito baixas de permeabilidade dos horizontes do solo (COSMO, 2008).

BARDDAL (2006), nas mesmas áreas, determinou o tempo de saturação hídrica de cada uma delas, a partir do nível do lençol freático, entre os anos de 2004 e 2005 e observou que Gleissolo Melânico permaneceu sob condição de saturação hídrica durante 36% do tempo.

3.1.5. Clima

O clima da região é Cfb (Köppen), típico do Planalto Meridional brasileiro, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano (1.400–1.600 mm/ano) e com inverno rigoroso (IAPAR, 2000). Segundo BARDDAL (2002), o local estudado é influenciado, mesmo que de forma amena, pela umidade e calor do oceano, do qual dista cerca de 100 km. A temperatura média anual é de 16,5 °C, com mínimas podendo atingir valores negativos inferiores a -5 °C, e máximas superiores a 33 °C (FUNPAR, 2001). Pelos dados do Instituto Agrônômico do Paraná (IAPAR, 2000) pode-se observar as seguintes características climáticas:

Temperatura média anual: 16 a 17 °C;
Trimestre mais quente: Dez/Jan/Fev – 23 a 24 °C;
Trimestre mais frio: Jun/Jul/Ago – 12 a 13 °C;
Precipitação anual: 1400 a 1600 mm/ano;
Trimestre mais chuvoso: Dez/Jan/Fev – 400 a 500 mm;
Trimestre menos chuvoso: Jun/Jul/Ago – 250 a 350 mm;
Evapotranspiração anual: 800 a 900 mm/ano;
Maior evapotranspiração: Janeiro – 3,5 a 4,0 mm/dia;
Menor evapotranspiração: Mai/Jun/Jul – 1,0 a 1,5 mm/dia;
Umidade Relativa: 80 a 85%.

Os ventos predominantes são dos quadrantes setentrionais, com 52,7%, registrando-se os ventos portadores de chuvas de NW com 20,9% e de NE com 18,8%. Os ventos de bom tempo originam-se nos quadrantes meridionais SW, S e SE, sendo sua frequência de apenas 30,6%. Assinalam-se 15,5% de calmarias (MAACK, 1981).

3.1.6. Hidrografia local

A bacia do rio Iguaçu é a maior do Estado, onde o rio percorre aproximadamente 900 km até atingir as Cataratas do Iguaçu, promovendo assim o modelamento de paisagens do primeiro, segundo e terceiro planaltos (CURCIO, 2007b). Das nascentes próximas a Curitiba até Engenheiro Bley, o rio Iguaçu desenvolveu meandros com curvaturas amplas, em virtude das quedas tênues do relevo geral no Primeiro Planalto Paranaense. A partir de Engenheiro Bley, o rio é rejuvenescido pelos levantamentos epirogenéticos da Escarpa Devoniana. No Segundo Planalto, volta a apresentar muitos meandros após Porto Amazonas, até o rompimento da Serra da Boa Esperança, no início do Terceiro Planalto (MAACK, 1981).

Tal como numerosos cursos d'água do Planalto Meridional Brasileiro, o Iguaçu apresenta aspecto “*senil*” em seu curso superior, e aspecto “*jovem*” à jusante. No seu curso superior desenvolvem-se, portanto, numerosas áreas com canais meandranes e extensas várzeas (SUGUIO & BIGARELLA, 1990).

O principal corpo d'água no local é o rio Barigui, que possui suas nascentes na região norte de Almirante Tamandaré, percorrendo alguns quilômetros até entrar em Curitiba, cortando este município e servindo como divisa com Araucária, de onde segue para desaguar no rio Iguaçu. É considerado um dos principais afluentes de margem direita no terço superior do rio Iguaçu. Nesse trecho, o rio Barigui teve seu curso retificado em meados da década de 60, por ação do Departamento Nacional de Obras de Saneamento, visando propiciar maior vazão e minimizar o efeito de enchentes. Também existe o arroio Saldanha, pequeno tributário com pouco mais de 2,2 km de extensão em linha reta, que corta a área de estudo em direção ao rio principal, e um dreno linear aberto até a grande várzea do local.

Outro aspecto que descaracteriza o comportamento hídrico das planícies do primeiro planalto paranaense, de forma geral, é a presença de um dique marginal artificial de grande porte decorrente de dragagem, o qual dificulta em muito o extravasamento do leito retificado (BARDDAL, 2002).

3.1.7. Vegetação

A área de estudo é formada por planícies aluviais, banhada pelo arroio Saldanha e o rio Barigui, onde se observa um complexo vegetacional diferenciado, adaptado às condições de saturação hídrica (várzeas hidromórficas), denominado de Formações Pioneiras com Influência Flúvio-lacustre (IBGE, 1992) que, conforme seu desenvolvimento pode ter fisionomia exclusivamente herbácea (campos higrófilos) ou com elementos arbóreos (*Erythrina crista-galli*, *Sebastiania* spp.). Por fim, as parcelas permanentes estão localizadas, em condições pedológicas específicas, onde ocorre a Floresta Ombrófila Mista Aluvial, no qual o substrato possui melhor drenagem, quando comparado ao das várzeas.

Apesar da grande modificação sofrida na área da refinaria, sobretudo nos interflúvios, a vegetação da área estudada encontra-se em bom estado de conservação. Porém é possível que a estrutura tenha sido alterada após a modificação do curso e do leito original do rio Barigui.

3.2. Obtenção dos dados

3.2.1. Dinâmica da vegetação do componente arbóreo

A análise da dinâmica da vegetação foi iniciada a partir das parcelas instaladas e dos dados obtidos por BARDDAL (2002) em sua pesquisa na área anteriormente descrita. Esse trabalho foi conduzido no ano de 2001, sendo efetuado um levantamento fitossociológico por meio de 20 parcelas permanentes de 100 m² (10x10 m), todas alocadas sobre a mesma classe de solo (Gleissolo), sendo amostrados e identificados com plaquetas metálicas todos os indivíduos arbóreos com perímetro à altura do peito (PAP) maior que 15 cm. As plaquetas foram fixadas com prego de cobre, a 1,3 m de altura do nível do solo. Para cada indivíduo incluído nas parcelas foram medidos PAP, altura total, ponto de inversão morfológica, forma do fuste, forma da copa e identificada a espécie. O segundo levantamento foi realizado por SOCHER (2003), que avaliou a dinâmica do componente arbóreo e biomassa. O terceiro (2006) e o quarto levantamento (2008) foram realizados pelo Laboratório de Ecologia Florestal (LECOF) e seguiram os mesmos métodos de coleta realizado por SOCHER (2003).

No momento da remedição em 2010 foram revitalizadas as parcelas, coletado o PAP logo acima de cada prego com plaqueta, e para os indivíduos com mais de um fuste foi fixado um prego, também a 1,3 m do solo, para garantir o mesmo local de coleta na próxima medição. A leitura dos indivíduos com múltiplos fustes foi realizada sempre no sentido horário partindo do indivíduo com a plaqueta de identificação. A identificação de cada espécie amostrada foi confirmada. Em caso de dúvida, procedeu-se a coleta do indivíduo para posterior identificação junto ao Herbário da Escola de Florestas da UFPR (EFC) e/ou consulta a especialistas. Este mesmo procedimento foi utilizado para os indivíduos ingressos, ou seja, aqueles que não foram amostrados nas avaliações anteriores. Não foram incluídos indivíduos mortos e lianas. As medições foram realizadas entre o mês de janeiro e junho de 2010. Os dados obtidos foram digitados e processados em software Microsoft Excel®.

3.2.2. Dinâmica da vegetação da regeneração natural

Para o estrato da regeneração natural foram utilizadas 20 parcelas, também instaladas em 2001 por BARDDAL (2002), dentro das parcelas de 10 m x 10 m, de 5 m x 5 m (25 m²), e o critério de inclusão foram indivíduos acima de 1,3 m de altura e abaixo de 15 cm de PAP. Na ocasião da instalação das parcelas foram amarradas plaquetas de alumínio, identificados todos os indivíduos da regeneração e coletado o diâmetro de colo com auxílio de um paquímetro. Na releitura de 2010 os indivíduos foram localizados, plotados em um croqui e identificados. Coletou-se a altura total e o diâmetro de copa com auxílio de uma trena de 5 m. Para os indivíduos com altura > 5 m foi utilizada uma vara graduada para auxiliar na medição. Para a medição do diâmetro de copa foram feitas duas medidas perpendiculares, sendo que, para padronizar a medição, a primeira medida era sempre paralela ao dreno em que a parcela foi instalada. A metodologia de medição do diâmetro de colo foi abandonada, porque nos ambientes aluviais, em função dos pulsos de inundação do rio e transporte e deposição de sedimentos, torna-se impossível saber qual foi o local exato do colo realizada na leitura anterior, pois o sedimento depositado modifica a altura do colo da planta em relação ao solo.

3.2.3. Variação do lençol freático

Para avaliar a variação da altura do lençol freático foram realizadas leituras mensais de julho de 2009 a julho de 2010 nos poços hídricos instalados no centro de cada parcela, totalizando 20 poços hídricos. Cada poço hídrico é constituído de um cano todo perfurado de PVC de 50 mm de largura e 1,2 m de comprimento, sendo que 1 m é enterrado e 20 cm ficam expostos acima do solo e ainda uma tampa de PVC para evitar a entrada de material vegetal como folhas, galhos e frutos. O nível do lençol freático foi obtido com o auxílio de uma trena rígida.

3.3. Análise dos dados

A análise dos dados foi baseada na metodologia de SOCHER (2003) que estudou a dinâmica dessa mesma floresta entre 2001 e 2003. Para este estudo, foi

possível resgatar ainda os dados levantados pelo Laboratório de Ecologia Florestal realizados em 2006 e 2008 e comparar com os dados coletados no ano de 2010.

Relação da vegetação com o lençol.

A altura do lençol foi classificada em 3 trechos, o primeiro apresentou média anual de 73 cm abaixo da superfície, o segundo 31 cm e o terceiro 23 cm. No total havia 20 poços, mas para análise estatística foi necessário separar em três grupos composto por 6 parcelas de 100 m² cada, cada parcela, portanto, perfaz uma unidade amostral. Para o cálculo estatístico, utilizou-se a análise de variância com dois fatores: altura do lençol e ano de amostragem.

Considerando que gradientes menores que 4 apresentam distribuição linear (LEPS & SMILAUER, 2004), o tamanho do gradiente foi checado via DCA por segmentos, usando CANOCO for windows 4.5. Seguidamente foi efetuada uma Análise de ordenação (CA- *Coordenation Analysis*) para detectar a formação de grupos e suas variações no decorrer das amostragens. Foram consideradas a densidade das 10 espécies com maiores valores de importância e altura do lençol freático.

3.3.1. Dinâmica da vegetação do componente arbóreo

3.3.1.1. Composição florística e análise fitossociológica

A composição florística foi analisada por espécies e famílias amostradas nos anos de 2001, 2003, 2006, 2008 e 2010, com a comparação de médias por meio da Análise de Variância com um fator (ANOVA “*one-way*”) a 95% de confiabilidade. Para os dados fitossociológicos foram estimados os parâmetros: densidade, dominância, frequência e valores de importância e cobertura (DAUBENMIRE, 1968; MULLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974) por meio do programa Microsoft Excel®.

Os dados foram analisados de forma univariada, mediante a análise de variância (ANOVA), após checagem de homogeneidade das mesmas (ZAR, 1996). O experimento seguiu um delineamento inteiramente casualizado, com um fator: Ano de amostragem. Quando a homogeneidade não era ratificada pelo teste de Bartlett, utilizou-se o teste de Kruskal Wallis. As possíveis correlações entre as

variáveis foram testadas, segundo a correlação de Spearman. Estas análises foram efetuadas com o auxílio do programa STATGRAPHICS® 5.1.

As possíveis diferenças da densidade de espécies, riqueza e área basal foram averiguadas, pela PERMANOVA, segundo ANDERSON (2001), com 5% de significância. Para tanto, utilizou-se a distância de Sorensen (Bray-Curtis). O número de permutações foi de 999, conforme recomendado por ANDERSON (2001). A análise foi efetuada com auxílio do programa PC-ORD 5.

3.3.1.2. Crescimento (Incremento)

Incremento diamétrico

O incremento diamétrico foi avaliado com base no crescimento em diâmetro dos fustes medidos nas ocasiões, entre 2001 e 2010, ou seja, aqueles que permaneceram vivos durante o período estudado.

O incremento periódico em diâmetro foi calculado usando-se a fórmula abaixo, sendo que os valores apresentados são por espécie e para a floresta:

$$IP_{DAP} = DAP_{t_1} - DAP_{t_0} \quad (01)$$

onde: IP_{DAP} = Incremento periódico em diâmetro

t_1 = ano da leitura posterior ao ano t_0 .

O incremento periódico anual em diâmetro foi calculado pela fórmula abaixo:

$$IPA_{DAP} = \frac{IP_{DAP}}{P} \quad (02)$$

Onde: IPA_{DAP} = Incremento periódico anual em diâmetro

P = intervalo de medição.

Os incrementos periódicos anuais (IPA) médios entre os períodos de 2001, 2003, 2006, 2008 e 2010 foram comparados entre si pela ANOVA (*one-way*) após

checagem da homogeneidade da variância pelo teste de Bartlett a 5% de significância (ZAR, 1996), para verificar a existência ou não de diferenças entre as médias dos períodos estudados. As diferenças entre as médias anuais foram asseguradas pelo teste de Duncan a 5% de significância.

Incremento em Área Transversal e Área Basal/ha

O incremento em área transversal foi calculado para cada fuste, assim como a área basal para cada espécie e para a floresta estudada (0,2 ha).

O incremento periódico em área transversal por fuste foi calculado pela fórmula abaixo:

$$IP_g = g_{t_1} - g_{t_0} \quad (03)$$

onde: IP_g = Incremento em área transversal

t_1 é o ano da leitura posterior ao ano t_0 .

Também foi calculado o incremento em termos percentuais, relacionando-o com o DAP médio na ocasião anterior.

3.3.1.3. Mortalidade e recrutamento

As taxas de mortalidade e recrutamento médio anual foram calculadas para a comunidade arbórea amostrada em cada período, por classe de diâmetro e por grupo ecológico. Os intervalos de classe de diâmetro foram os mesmos adotados em estudos anteriores por SOCHER (2003).

$$M_{\%} = \frac{n^{\circ} \text{ de fustes ou indivíduos mortos no ano da leitura}}{n^{\circ} \text{ de fustes ou indivíduos vivos na medição anterior}} \times 100 \quad (04)$$

$$R_{\%} = \frac{n^{\circ} \text{ de fustes/indivíduos recrutados no ano da leitura}}{n^{\circ} \text{ de fustes/indivíduos vivos na medição anterior}} \times 100 \quad (05)$$

A mortalidade foi considerada como o número de árvores mortas, incluindo aquelas encontradas em pé, caídas no chão ou ausentes na remediação. A análise da mortalidade foi levada em consideração quanto à densidade, considerando o período de anos estudados, ou seja, 2001, 2003, 2006, 2008 e 2010, sendo também avaliado quanto aos grupos ecológicos.

O recrutamento foi avaliado pela contagem de todas as árvores que atingiram o PAP – perímetro na altura do peito – mínimo definido para a amostragem (15,0 cm de PAP ou 4,77 cm de DAP), sendo computado por espécie e para a floresta como um todo, sendo também avaliado quanto aos grupos ecológicos.

3.3.1.4. Estrutura diamétrica

A avaliação da estrutura diamétrica levou em consideração a frequência dos diâmetros em 11 classes fixas com amplitude de 3 cm de DAP. As análises da distribuição diamétrica foram realizadas considerando-se os levantamentos efetuados (2001, 2003, 2006, 2008 e 2010), sendo obtidos resultados para toda a comunidade e as principais espécies em termos de valor de importância e que apresentaram mortalidade elevada.

3.3.2. Análise da vegetação da regeneração natural

3.3.2.1. Composição florística e análise fitossociológica

A composição florística da regeneração natural foi analisada de acordo com os mesmos princípios do estrato arbóreo, ou seja, com base na comparação entre as espécies e famílias amostradas nos anos de 2001, 2003, 2006, 2008 e 2010. Foram estimados os parâmetros: densidade, dominância (com base no diâmetro de copa), frequência e valores de importância e cobertura (DAUBENMIRE, 1968; MULLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974), por meio do programa Microsoft Excel®.

A dinâmica da regeneração natural (recrutamento, mortalidade e incremento) não foi possível ser aplicada pela incerteza gerada nos levantamentos, pois muitos indivíduos foram encontrados sem placa de identificação e não se sabia se era um indivíduo amostrado em anos anteriores ou um recrutamento. As principais causas

de perda de placa de identificação foram as fortes correntezas das enchentes e pisoteio de animais de criação que circularam na área durante alguns períodos do ano.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Dinâmica da vegetação do componente arbóreo

4.1.1. Composição florística e análise fitossociológica

Após 9 anos da instalação das 20 parcelas permanentes (0,2 ha) a composição florística não teve alterações significativas segunda a PERMANOVA ($F_4=0,16$; $p=0,94$). O número de espécies e famílias encontradas em todos os levantamentos está listado na Tabela 1.

Tabela 1 – Número de espécies e famílias encontradas nas parcelas permanentes.

	2001	2003	2006	2008	2010
Nº de Famílias	13	12	13	12	13
Nº de Espécies	29	28	29	28	29

Na tabela 2 pode ser observada a lista de espécies encontradas nos respectivos anos dos levantamentos.

Tabela 2 – Composição florística da floresta entre os anos de 2001 e 2010

Família / Nome científico	Nome popular	2001	2003	2006	2008	2010
ANARCADIACEAE						
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	Bugreiro	X	X	X	X	X
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira	X	X	X	X	X
ARECACEAE						
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	X	X	X	X	X
EUPHORBIACEAE						
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Leiteiro	X	X	X	X	X
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baillon) L.B. Smith & R.J. Downs	Branquilha	X	X	X	X	X
FABACEAE						
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Rabo-de-bugio	X	X	X	X	X
<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá	X	X	X	X	X

<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Sapuva	X	X	X	X	X
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Sapuva	X	X	X	X	X
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Sapuvinha	X	X	X	X	X
LAMIACEAE						
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Tarumã	X	X	X	X	X
MALVACEAE						
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Açoita-cavalo	X	X	X	X	X
MELIACEAE						
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Catiguá	X				
MYRTACEAE						
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	Murta	X	X	X	X	X
<i>Calyptanthes concinna</i> DC.	Guamirim	X	X	X	X	X
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	Gubiroba	X	X	X	X	X
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	X	X	X	X	X
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	Batinga-vermelha	X	X	X	X	X
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand & Kausel.	Guamirim	X	X	X	X	X
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand.) D. Legrand	Araçá-do-mato	X	X	X	X	X
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg.	Cambuí	X	X	X	X	X
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	Murtinho	X	X	X	X	X
OLEACEAE						
<i>Ligustrum vulgare</i> L. *	Alfeneiro	X	X	X	X	X
RHAMNACEAE						
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb. *	Uva-do-japão	X	X	X	X	X
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	Coronilha	X	X	X	X	X
ROSACEAE						
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	Pessegueiro-bravo	X	X	X	X	X
RUBIACEAE						
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schtdl.	Veludo	X	X	X	X	X
SALICACEAE						
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guaçatunga	X	X	X	X	X
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	Sucará			X		X
SAPINDACEAE						
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radkl.	Vacum	X	X	X	X	X

* Espécies exóticas invasoras (IAP, 2007)

A diferença de uma espécie entre os levantamentos significou pouco em termos de mudança na florística, pois as espécies que ingressaram e também morreram eram representadas por apenas um indivíduo, como foi o caso de *Trichilia elegans* com 15 cm de PAP, que nas medições posteriores foi encontrado morto.

Das 29 espécies presentes no levantamento de 2010, duas são exóticas, *Ligustrum lucidum* (alfeneiro) e *Hovenia dulcis* (uva-do-japão), e com potencial invasor conforme lista oficial das espécies exóticas invasoras para o estado do Paraná (IAP, 2007). Verificou-se a presença de alguns indivíduos regenerantes dessas espécies nas proximidades das parcelas, mas apenas um indivíduo foi encontrado no estrato da regeneração (acima de 1,3m de DAP e abaixo de 4,77cm de DAP) dentro da parcela. Ao longo das visitas a campo foi possível acompanhar as fenofases dessas espécies e claramente demonstraram vantagens adaptativas sobre as nativas, por exemplo, em quantidade de flores e frutos produzidos e também na decidualidade de suas folhas. *H. dulcis* repôs mais rapidamente as folhas após o período do inverno e *L. lucidum* sequer perdeu as folhas.

Embora os dados preliminares do Laboratório de Ecologia Florestal da UFPR tenham estimado mesmas idades, entre 20 e 50 anos, para os maiores indivíduos de *Sebastiania commersoniana* (Euphorbiaceae) e *H. dulcis* (Rhamnaceae), uma possível conclusão de que *H. dulcis* só represente perigo como invasora em ambiente florestal aluvial caso haja distúrbio, pois entraram no sistema na mesma época. *Sebastiania commersoniana* foi muito mais oportunista em colonizar o local. Se *H. dulcis* ganhar posições em valor de importância fitossociológica será em termos de dominância, devido ao seu crescimento avantajado. O incremento destas espécies será discutido adiante.

Com relação à análise fitossociológica, seis espécies (Tabela 3) tiveram valores acima de 3% em percentual de importância, e juntas representam 75% desse percentual. A principal espécie, em termos de percentual de importância, em todos os anos dos levantamentos foi *S. commersoniana* (branquilha), com valores acima de 50%, seguida de *Allophylus edulis* (entre 8 e 9%). *Schinus terebinthifolius* esteve na terceira posição nas duas primeiras leituras (2001 e 2003), com cerca de 6% de percentual de importância e passou para a quarta posição nas 3 leituras seguintes com valores entre 4 e 5%. *Myrrhinium atropurpureum*, por sua vez, que estava na quarta posição nas duas primeiras leituras foi para 3ª posição em 2006, 2008 e 2010, em função tanto da densidade, quanto da dominância que registraram aumentos. *Blepharocalyx salicifolius* também foi do 6º para 5º lugar no percentual de importância das duas primeiras leituras para as seguintes. Porém, *Myrceugenia glaucescens* chamou a atenção pelo fato de estar em 5º lugar nas duas primeiras leituras (5,5% e 4% respectivamente) e gradativamente perde posições de

importância, passando para 6º lugar em 2006 (3,5%), 2008 (3%) e 2010 (2,7%). Uma análise específica para *Myrceugenia glaucescens* foi realizada e encontra-se no tópico “Mortalidade”.

Eugenia uniflora merece especial atenção, pois de 0,7% de importância em 2001 (18ª posição), ao longo de 9 anos, atingiu 2,1% de importância (9ª posição), devido elevado recrutamento. Na tabela 3 observa-se o percentual de importância e de cobertura de todas as espécies amostradas nos levantamentos de 2001 a 2010 (em ordem decrescente com base em 2010)

A análise de variância para o Valor de Importância (VI) não apresentou diferença estatística significativa quando analisada por ano ($F=0,00$; $p=1,0$) conforme se observa na Figura 3.

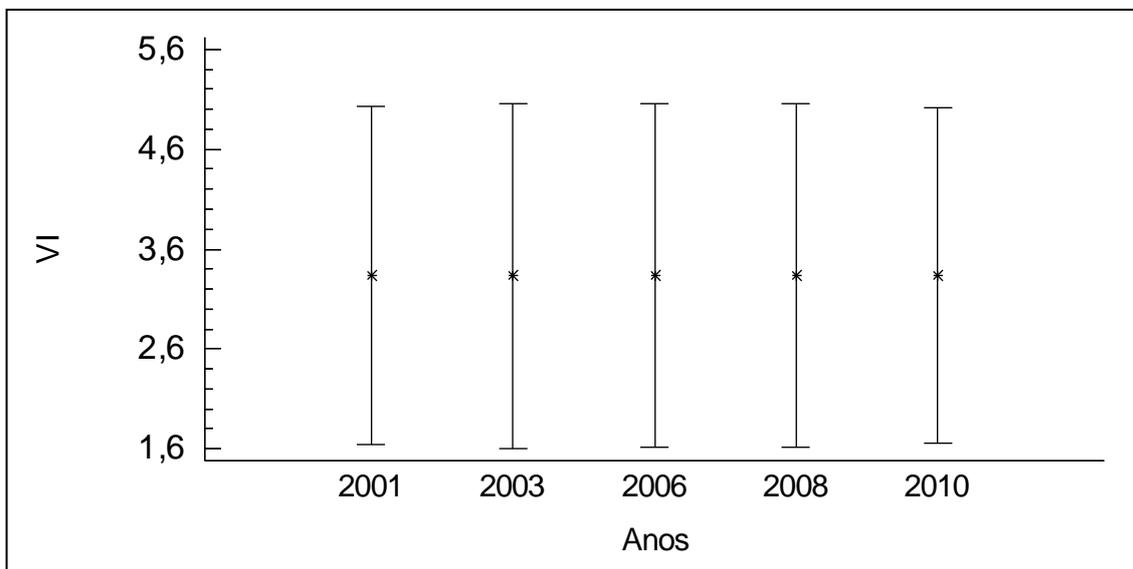


Figura 3 - Desvio padrão do VI em relação aos anos.

Tabela 3 – As dez espécies arbóreas com maiores valores de cobertura e de importância, entre os anos 2001 e 2010.

Nº	ESPÉCIES	Porcentual de Cobertura					Porcentual de Importância				
		2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010
01	<i>Sebastiania commersoniana</i>	69,32	70,06	69,86	69,81	68,35	51,59	52,31	52,27	52,24	51,08
02	<i>Allophylus edulis</i>	5,79	6,04	6,18	6,31	6,76	7,90	8,51	8,40	8,76	8,91
03	<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	3,30	3,38	3,62	3,63	3,85	5,42	5,61	5,83	5,84	5,87
04	<i>Schinus terebinthifolius</i>	5,62	5,34	4,61	4,55	4,68	6,70	6,08	5,07	5,03	5,32
05	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	2,48	2,53	2,64	2,67	2,67	3,27	3,37	3,47	3,49	3,43
06	<i>Myrceugenia glaucescens</i>	4,18	2,79	2,42	2,03	1,71	5,74	4,10	3,60	3,35	2,79
07	<i>Guettarda uruguensis</i>	1,20	1,33	1,22	1,11	1,34	2,41	2,57	2,24	1,88	2,55
08	<i>Lithraea brasiliensis</i>	1,09	1,14	1,17	1,19	1,22	2,07	2,16	2,21	2,22	2,19
09	<i>Eugenia uniflora</i>	0,22	0,23	0,46	0,47	0,87	0,69	0,71	1,45	1,45	1,96
10	<i>Luehea divaricata</i>	1,03	1,15	1,27	1,39	1,45	1,22	1,33	1,42	1,49	1,52

Na Tabela 4 e 5 são apresentados os dados referentes aos parâmetros fitossociológicos das 10 espécies que mais se destacaram nos anos observados. Em termos de densidade absoluta, pôde-se perceber uma diminuição do número de indivíduos para todo o período da ordem de 3,7% (2.565 ind./ha em 2001 para 2.470 ind./ha em 2010). Porém, quando se analisa os valores de densidade mais detalhadamente observa-se que ocorreu uma maior diminuição entre 2001 e 2003 do que nos anos seguintes, sendo que em 2008 houve um aumento da densidade em relação ao ano anterior. Tal fato demonstra a importância de analisar a dinâmica de uma floresta em um espaço de tempo maior, a fim de evitar inferências errôneas, caso o levantamento tivesse sido realizado em um pequeno espaço de tempo.

As 6 espécies com maior densidade absoluta juntas representam 21% dos táxons, mas 88% dos indivíduos. *S. comersoniana*, *S. terebinthifolius* e *M. glaucescens* diminuíram no número de indivíduos, sendo que *M. glaucescens* com 58% de redução. *Allophylus edulis* e *M. atropurpureum* tiveram um aumento do número de indivíduos na ordem de 15% e 12% respectivamente. *Blepharocalyx salicifolius*, por sua vez, ficou estagnado e, desde 2001 até o presente, possui a mesma densidade por área.

Nos gráficos a seguir (FIGURA 4 e 5) são apresentados os valores estimados da Densidade Absoluta e Dominância Absoluta para os anos de 2001, 2003, 2006, 2008 e 2010, demonstrando que, de uma forma geral, o número de indivíduos por

hectare diminuiu com o passar dos anos e a área basal aumentou, ou seja, com a sucessão natural os indivíduos estabelecidos e dominantes crescem e incorporam a biomassa daqueles que, por razões múltiplas, morrem.

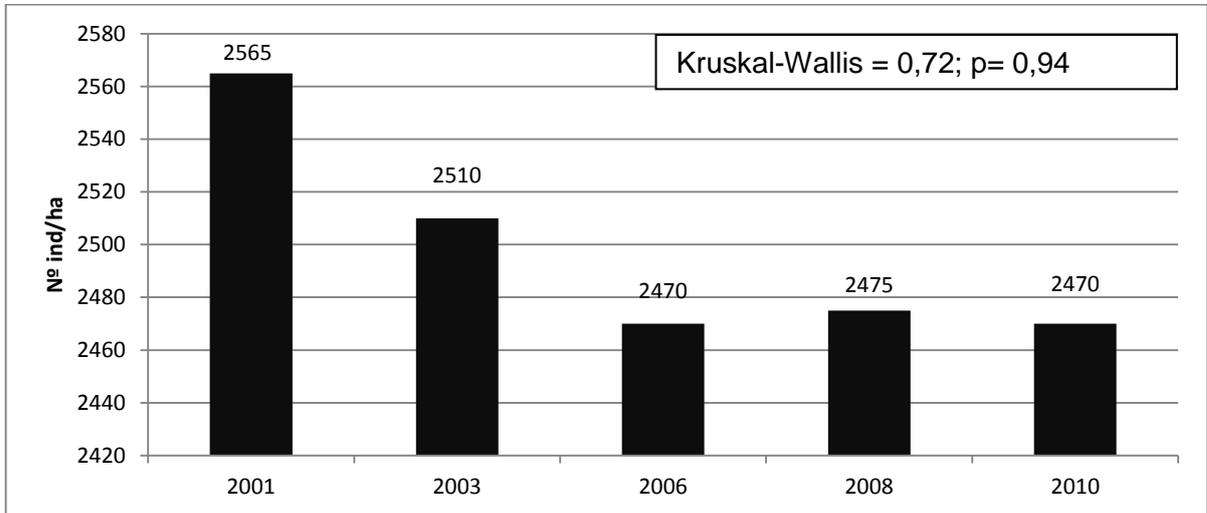


Figura 4 – Densidade absoluta dos indivíduos arbóreos

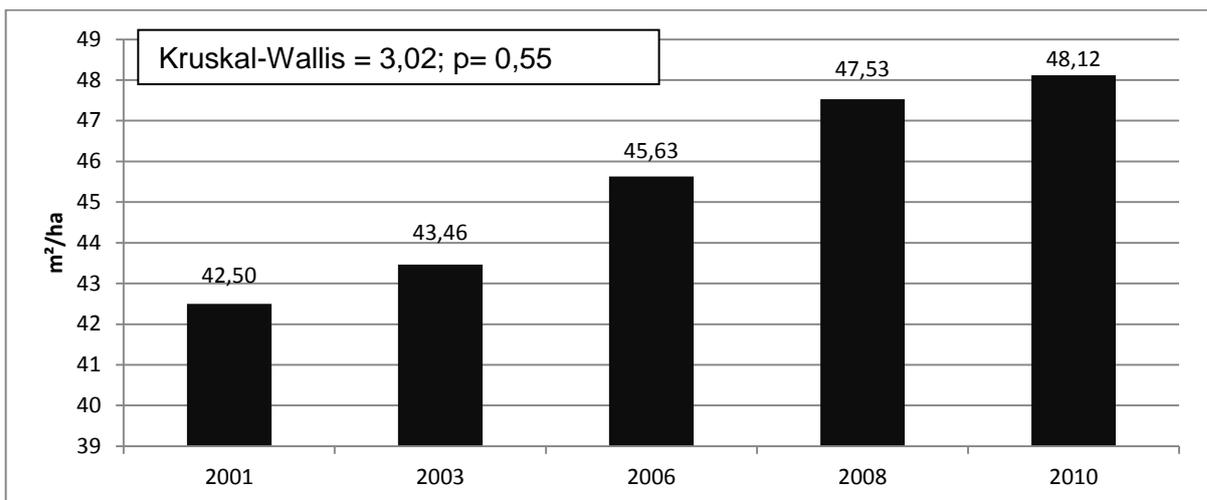


Figura 5 – Dominância absoluta dos indivíduos arbóreos

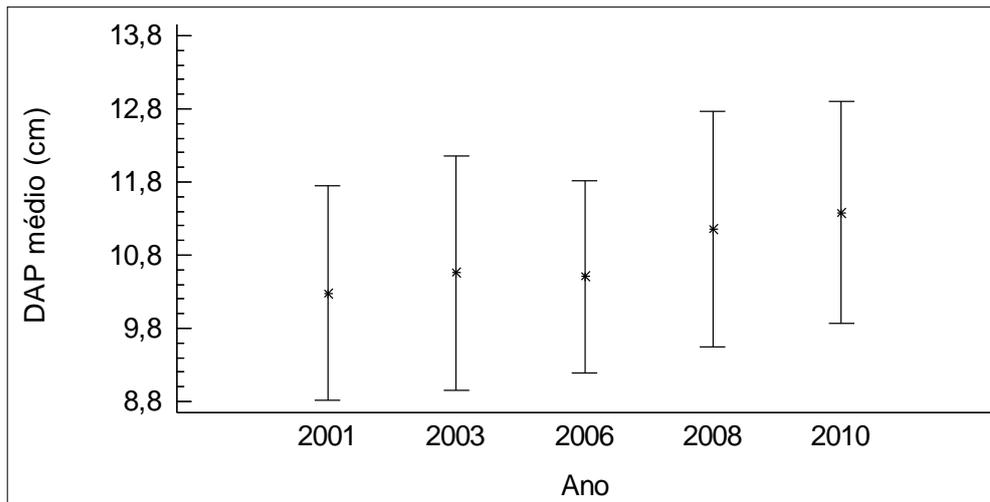


Figura 6 - Desvio padrão do Diâmetro Médio em relação aos anos.

As informações das Figuras 4, 5 e 6 demonstram que a floresta objeto deste estudo está em evolução sucessional, pois apresenta diminuição da densidade total, aumento da área basal total e aumento do diâmetro das árvores. Porém é importante ressaltar que a análise estatística (teste de Bartlett) encontrou homogeneidade entre as variâncias de densidade em relação aos anos, mas a análise de variância (ANOVA *one-way*) não apresentou diferença estatística significativa ($F=0,02$; $p=0,99$; Figura 6). Em relação às variâncias de área basal entre os anos, o teste de Bartlett não encontrou homogeneidade, premissa básica para análise de variância (ZAR, 1996), e tal fato pode estar relacionado à fase inicial que se encontra a floresta, onde ainda há predominância forte de uma espécie e a grande complexidade e diversidade de fatores que influenciam a sucessão, tornando difícil sua previsão de que forma evoluirá a comunidade arbórea.

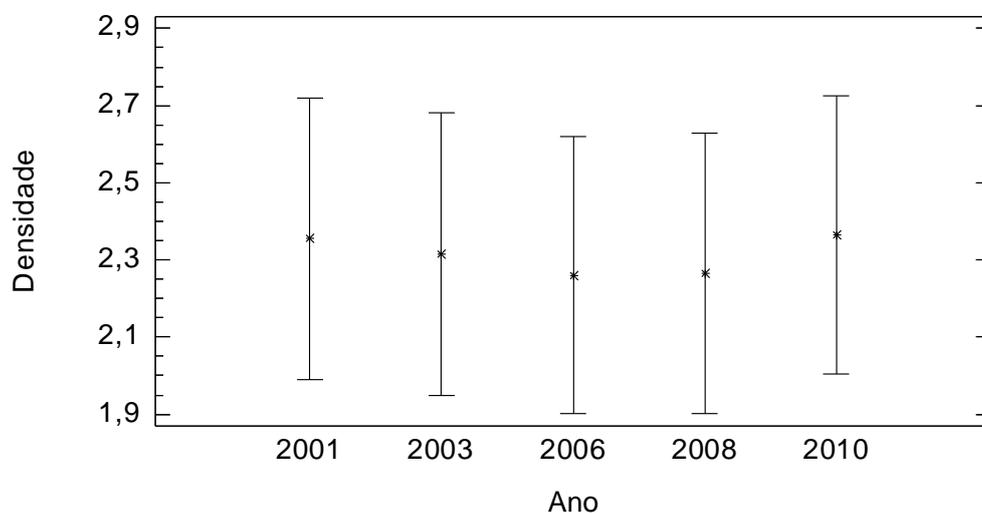


Figura 7 – Desvio padrão da Densidade em relação aos anos

Tabela 4 – Estimativa dos parâmetros fitossociológicos das 10 espécies mais importantes entre 2001 a 2010 (análise por indivíduo)

Nº	Espécies	Nº de indivíduos (2000m²)					Densidade Absoluta / ha					Dominância Absoluta / ha					Frequência Absoluta				
		2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010
01	<i>Sebastiania commersoniana</i>	334	332	325	328	318	1670	1660	1625	1640	1590	31,14	32,15	33,74	34,87	34,80	100	100	100	100	100
02	<i>Allophylus edulis</i>	38	41	41	42	44	190	205	205	210	220	1,76	1,70	1,86	1,96	2,22	75	80	75	80	80
03	<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	25	25	26	26	28	125	125	130	130	140	0,72	0,77	0,90	0,95	0,98	60	60	60	60	60
04	<i>Schinus terebinthifolius</i>	19	17	14	14	15	95	85	70	70	75	3,19	3,17	2,91	2,98	3,04	55	45	35	35	40
05	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	9	9	9	9	9	45	45	45	45	45	1,36	1,42	1,58	1,67	1,69	30	30	30	30	30
06	<i>Myrceugenia glaucescens</i>	24	16	14	12	10	120	80	70	60	50	1,56	1,04	0,91	0,77	0,67	55	40	35	35	30
07	<i>Guettarda uruguensis</i>	10	11	10	9	11	50	55	50	45	55	0,19	0,20	0,19	0,19	0,22	30	30	25	20	30
08	<i>Lithraea brasiliensis</i>	6	6	6	6	6	30	30	30	30	30	0,42	0,47	0,52	0,56	0,59	25	25	25	25	25
09	<i>Eugenia uniflora</i>	2	2	4	4	7	10	10	20	20	35	0,02	0,03	0,05	0,07	0,15	10	10	20	20	25
10	<i>Luehea divaricata</i>	2	2	2	2	2	10	10	10	10	10	0,71	0,83	0,98	1,13	1,20	10	10	10	10	10

Tabela 5 – Estimativa dos parâmetros fitossociológicos das 10 espécies mais importantes entre 2001 a 2010 (análise por indivíduo)

Nº	Espécies	Densidade Relativa					Dominância Relativa					Frequência Relativa				
		2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010
01	<i>Sebastiania commersoniana</i>	65,36	66,14	65,79	66,26	64,37	73,2853	73,9815	73,9352	73,3613	72,3239	16,13	16,81	17,09	17,09	16,53
02	<i>Allophylus edulis</i>	7,44	8,17	8,30	8,48	8,91	4,1533	3,9110	4,0685	4,1341	4,6122	12,10	13,45	12,82	13,68	13,22
03	<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	4,89	4,98	5,26	5,25	5,67	1,7036	1,7714	1,9805	2,0028	2,0391	9,68	10,08	10,26	10,26	9,92
04	<i>Schinus terebinthifolius</i>	3,72	3,39	2,83	2,83	3,04	7,5188	7,3027	6,3872	6,2763	6,3259	8,87	7,56	5,98	5,98	6,61
05	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	1,76	1,79	1,82	1,82	1,82	3,2017	3,2749	3,4587	3,5141	3,5106	4,84	5,04	5,13	5,13	4,96
06	<i>Myrceugenia glaucescens</i>	4,70	3,19	2,83	2,42	2,02	3,6605	2,4014	1,9974	1,6282	1,4013	8,87	6,72	5,98	5,98	4,96
07	<i>Guettarda uruguensis</i>	1,96	2,19	2,02	1,82	2,23	0,4425	0,4686	0,4094	0,4093	0,4500	4,84	5,04	4,27	3,42	4,96
08	<i>Lithraea brasiliensis</i>	1,17	1,20	1,21	1,21	1,21	0,9996	1,0904	1,1296	1,1732	1,2181	4,03	4,20	4,27	4,27	4,13
09	<i>Eugenia uniflora</i>	0,39	0,40	0,81	0,81	1,42	0,0510	0,0600	0,1089	0,1372	0,3176	1,61	1,68	3,42	3,42	4,13
10	<i>Luehea divaricata</i>	0,39	0,40	0,40	0,40	0,40	1,6655	1,9041	2,1450	2,3704	2,4921	1,61	1,68	1,71	1,71	1,65

A dominância absoluta, por sua vez, aumentou com o passar do tempo e representou para o período um acréscimo de 13,2%, ou seja, 5,62m²/ha. Os anos em que a floresta mais se desenvolveu em dominância absoluta foi de 2003 a 2006, representando 5,1% de acréscimo, totalizando 2,17m²/ha. Entre 2006 e 2010 a dominância absoluta continuou aumentando, porém em menor proporção, como pode se observar na Tabela 6:

Tabela 6 - Dominância absoluta da floresta, incremento basal por período

Ano	Dominância Absoluta	DomAbs _{t1} - DomAbs _{t0}	%
2001	42,50		
2003	43,46	0,96	2,26
2006	45,63	2,17	5,11
2008	47,53	1,90	4,46
2010	48,12	0,59	1,39

A densidade absoluta, considerando os fustes, totalizou 4.030 fustes/ha em 2001 e gradativamente foi diminuindo até 3.715 fustes/ha em 2010, uma redução de 7,8%, enquanto que a redução de indivíduos foi de 3,7%. SOCHER (2003) verificou uma redução de 3,7% no número de fustes entre 2001 e 2003, enquanto que a redução do número de indivíduos foi de 0,96%. De acordo com o autor, essa diferença pode ser explicada pelo fato de a mortalidade se concentrar em indivíduos com múltiplos fustes, havendo a morte de apenas alguns deles, permanecendo, na maioria dos casos, o indivíduo vivo.

A TABELA 07 demonstra a relação entre o número de fustes e o número de indivíduos por espécie e pode-se perceber que *Myrceugenia glaucescens* e *Campomanesia xanthocarpa* apresentam a maior relação.

Tabela 7 – As 10 espécies com maior número de fustes entre os anos de 2001 a 2010 e sua relação entre número de fustes e número de indivíduos.

Nº	Espécies	2001		2003		2006		2008		2010	
		*	**	*	**	*	**	*	**	*	**
1	<i>Sebastiania commersoniana</i>	2725	1,6	2685	1,6	2600	1,6	2605	1,6	2535	1,6
2	<i>Allophylus edulis</i>	250	1,3	260	1,3	260	1,3	265	1,3	280	1,3
3	<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	205	1,6	210	1,7	220	1,7	220	1,7	230	1,6
4	<i>Schinus terebinthifolius</i>	145	1,5	115	1,4	100	1,4	95	1,4	100	1,3
5	<i>Myrceugenia glaucescens</i>	245	2,0	135	1,7	115	1,6	95	1,6	80	1,6
6	<i>Guettarda uruguensis</i>	70	1,4	75	1,4	70	1,4	65	1,4	80	1,5
7	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	80	1,8	75	1,7	75	1,7	75	1,7	75	1,7
8	<i>Eugenia uniflora</i>	10	1,0	10	1,0	20	1,0	20	1,0	40	1,1
9	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	30	2,0	30	2,0	30	2,0	30	2,0	30	2,0
10	<i>Lithraea brasiliensis</i>	30	1,0	30	1,0	30	1,0	30	1,0	30	1,0

* Nº de fustes/ha

** Relação entre Nº de fustes / Nº de indivíduos

A análise fitossociológica por família botânica (TABELA 08, 09 e 10) revelou a mesma tendência demonstrada na análise realizada por espécie. Euphorbiaceae, representada por 2 espécies, apresentou o maior valor de importância, com 53%, seguida de Myrtaceae (7 espécies) com 13,5%, Sapindaceae (1 espécie) com 9,9%, Anarcadiaceae (2 espécies) com 7,6% e Fabaceae (5 espécies) com 4,3%. Em sexta e sétima posição aparecem Rhamnaceae (2 espécies) com 3,1% e Rubiaceae (1 espécie) com 2,9%, com a ressalva que essas duas famílias alternaram de posição em 2003, fato que deve ser visto com certo olhar crítico visto que *Hovenia dulcis*, representante daquela família, é uma espécie exótica com potencial invasor e que pode ganhar, futuramente, mais posições em valor de importância pela característica oportunista da espécie.

Tabela 8 – Estimativa dos parâmetros fitossociológicos por família nos anos de 2001 a 2010 (análise por indivíduo)

Nº	Famílias	Nº de indivíduos					Densidade Absoluta / ha					Dominância Absoluta / ha					Frequência Absoluta				
		2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010
01	EUPHORBIACEAE	337	335	328	331	321	1685	1675	1640	1655	1605	31,17	32,19	33,77	34,91	34,84	100	100	100	100	100
02	MYRTACEAE	70	63	64	61	63	350	315	320	305	315	4,16	3,82	4,04	4,12	4,21	95	90	95	95	95
03	SAPINDACEAE	38	41	41	42	44	190	205	205	210	220	1,76	1,70	1,86	1,96	2,22	75	80	75	80	80
04	ANACARDIACEAE	25	23	20	20	21	125	115	100	100	105	3,62	3,65	3,43	3,54	3,63	70	60	55	55	55
05	FABACEAE	15	15	15	15	14	75	75	75	75	70	0,37	0,40	0,41	0,43	0,42	45	45	45	45	45
06	RUBIACEAE	10	11	10	9	11	50	55	50	45	55	0,19	0,20	0,19	0,19	0,22	30	30	25	20	30
07	RHAMNACEAE	7	7	7	8	8	35	35	35	40	40	0,31	0,41	0,55	0,65	0,72	25	25	25	30	30
08	SALICACEAE	3	2	3	3	5	15	10	15	15	25	0,03	0,03	0,04	0,06	0,07	15	10	15	15	25
09	MALVACEAE	2	2	2	2	2	10	10	10	10	10	0,71	0,83	0,98	1,13	1,20	10	10	10	10	10
10	OLEACEAE	2	2	3	3	3	10	10	15	15	15	0,14	0,21	0,34	0,48	0,55	10	10	10	10	10
11	LAMIACEAE	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	5	5	5	5	5
12	MELIACEAE	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	5	0	0	0	0
13	ROSACEAE	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	5	5	5	5	5
14	ARECACEAE	2	0	0	0	1	10	0	0	0	5	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02	10	0	0	0	5
	Subtotal	514	503	495	496	495	2570	2515	2475	2480	2475	42,52	43,48	45,65	47,55	48,14	500	470	465	470	495

Tabela 10 - Percentual de cobertura e importância das famílias (2001-2010)

Nº	Famílias	Porcentual de cobertura					Porcentual de importância				
		2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010
01	EUPHORBIACEAE	69,44	70,31	70,13	70,08	68,61	52,96	53,97	53,92	53,81	52,47
02	MYRTACEAE	11,70	10,65	10,89	10,48	10,73	14,13	13,48	14,07	13,73	13,55
03	SAPINDACEAE	5,77	6,03	6,17	6,30	6,75	8,85	9,69	9,49	9,87	9,89
04	ANACARDIACEAE	6,69	6,48	5,78	5,74	5,89	9,13	8,58	7,79	7,73	7,63
05	FABACEAE	1,90	1,96	1,96	1,97	1,85	4,26	4,50	4,53	4,50	4,27
06	RUBIACEAE	1,19	1,33	1,21	1,11	1,34	2,80	3,01	2,60	2,16	2,91
07	RHAMNACEAE	1,05	1,17	1,31	1,49	1,55	2,36	2,55	2,66	3,12	3,06
08	SALICACEAE	0,32	0,23	0,35	0,36	0,57	1,22	0,86	1,31	1,31	2,07
09	MALVACEAE	1,03	1,15	1,27	1,39	1,45	1,35	1,48	1,57	1,63	1,64
10	OLEACEAE	0,36	0,44	0,67	0,81	0,88	0,91	1,00	1,16	1,25	1,26
11	LAMIACEAE	0,12	0,12	0,12	0,14	0,12	0,41	0,44	0,44	0,45	0,42
12	MELIACEAE	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00
13	ROSACEAE	0,12	0,13	0,13	0,13	0,13	0,41	0,44	0,45	0,44	0,42
14	ARECACEAE	0,21	0,00	0,00	0,00	0,12	0,80	0,00	0,00	0,00	0,42
	Subtotal	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

4.1.2. Índices de Diversidade

Os valores encontrados para o ano de 2010 (TABELA 12) são próximos aos valores encontrados por BARDDAL (2002). De acordo com BARDDAL (2002) é difícil a comparação dos dados com outros estudos, em relação à diversidade, devido à segmentação do ambiente aluvial a uma pequena faixa de hidromorfia, o que resultou em baixos valores dos índices.

Tabela 11 - Índices de diversidade

Ano	Índice Shannon (H')	Equabilidade (J)
2001*	1,595	0,474
2003	1,518	0,461
2006	1,524	0,457
2008	1,515	0,460
2010	1,556	0,462

* Valores encontrados por BARDDAL (2002).

OLIVEIRA (2001), apud BARDDAL (2002)⁶, encontrou valores do índice de Shannon, em uma floresta ripária nos campos gerais no estado do Paraná, próximos do presente estudo, com 1,562 (H'), relacionando às restrições impostas pelo meio seletivo no estabelecimento das espécies vegetais.

VAN DEN BERG *et al.* (2007) encontrou valores de diversidade pelo índice de Shannon de 2,74 nats.ind⁻¹ em área de Floresta Estacional Decidual Aluvial. Em um estudo em área aluvial no Município de Madre de Deus de Minas, Minas Gerais, VILELA *et al.* (2000) também observaram baixa diversidade de espécies (H' de 0,93 nats ind⁻¹) e uma alta dominância de *Salix humboldtiana* e *Inga vera* (J de 0,45). O autor também relata que uma alta dominância e baixa diversidade estão associadas ao ambiente restritivo e seletivo, favorecendo poucas espécies adaptadas a estas condições (ROCHA *et al.* 2005, VILELA *et al.* 2000).

O Índice de equabilidade de Pielou é derivado do índice de diversidade de Shannon e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. Este valor apresenta uma amplitude de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima), quanto mais próximo de 1 o valor do índice, melhor distribuídos estão os indivíduos entres as espécies (BROWER; ZAR, 1984).

De acordo com MALUF DE SOUZA (2000), baixos valores de equabilidade indicam uma desigualdade na densidade de indivíduos por espécie, sugerindo que na floresta haja predomínio de algumas poucas espécies com um grande número de indivíduos. Tal fato foi observado pela presença do branquilha (*Sebastiania commersoniana*) que responde por 64% dos indivíduos amostrados.

4.1.3. Crescimento (Incremento)

O incremento da floresta variou em cada período estudado, conforme se observa na Tabela 13. O incremento médio em área basal foi de 2,1895 m²/ha para o período de 2001-2003 (aumento de 5,15% em relação a 2001), 3,2724

⁶ OLIVEIRA, E.A. **Caracterização florística, fitossociológica e pedológica de um trecho da floresta ripária dos Campos Gerais do Paraná**. Curitiba, 2001. 106 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná

m²/ha para o período de 2003-2006 (aumento de 7,52% em relação a 2003), 1,9022 m²/ha para o período de 2006-2008 (aumento de 4,16% em relação a 2006), 0,9322 m²/ha para o período de 2008-2010 (aumento de 1,96% em relação a 2008).

A análise estatística pelo teste de Tukey a 5% de significância constatou diferenças estatísticas no incremento entre os anos amostrados, sendo que o período entre 2008 a 2010 apresentou a menor média e os demais intervalos de anos formaram um grupo homogêneo representando as maiores médias de incremento ($p = 0,0035$).

Os valores absolutos de aumento de área basal, entre os anos de 2001 e 2010, foram de 42,50 m².ha⁻¹ para 48,11 m².ha⁻¹. FORMENTO *et al.* (2004) estudando uma Floresta Ombrófila Mista observou um aumento de 19,24 m².ha⁻¹ para 28,21 m².ha⁻¹, entre 1992 e 2003. PIZZATO (1999) para o mesmo tipo de floresta, encontrou valores de área basal de 32,12 m².ha⁻¹ em 1995 e 33,07 m².ha⁻¹ em 1998. DURIGAN (1999) verificou em 1997 que a área basal de uma Floresta Ombrófila Mista foi de 40,21 m².ha⁻¹ e que um ano após o acréscimo foi de 0,63 m².ha⁻¹, e que o incremento médio anual foi de 0,34 cm/ano. SCHAAF (2001), na mesma área de estudo que Durigan, encontrou incremento médio de 5,75 cm no período de 21 anos (0,27 cm/ano), com mediana igual a 5,3 cm (0,25 cm/ano) e coeficiente de variação de 71,33%. O incremento mínimo observado foi de -5,30 cm e máximo de 23,90 cm para o período. CORAIOLA (2003) estudando uma área de Floresta Estacional Semidecidual em Minas Gerais obteve uma área basal de 17,41 m².ha⁻¹ em 1996 e 21,35 m².ha⁻¹ em 2001.

As 10 espécies com maiores valores de incremento periódico formaram 4 grupos homogêneos de médias. O grupo 1 é formado por *Vitex megapotamica*, *Machaerium stipitatum*, *Myrcianthes gigantea* e *Dalbergia frutescens* que apresentaram os menores incrementos, seguidas do grupo 2 (*Campomanesia xanthocarpa*, *Lithraea brasiliensis* e *Inga marginata*) de incremento intermediário, com diferenças insignificativas do grupo 1 e tampouco do grupo 3 que é formado por *Luehea divaricata* e *Hovenia dulcis*. *Ligustrum lucidum* formou um grupo homogêneo (grupo 4) com o maior incremento entre todas as espécies (TABELA 14). Importante ressaltar que as duas espécies que apresentaram maiores incrementos diamétricos são

exóticas, demonstrando sua adaptação mesmo em um ambiente restrito como o de uma floresta aluvial.

Em termos percentuais, verifica-se uma variação em algumas espécies que mais contribuíram para o incremento da floresta. Em todos os anos, *Sebastiania commersoniana* foi quem mais contribuiu com valores sempre acima de 60% nos três primeiros períodos estudados (TABELA 13). Tal fato se deve à sua densidade dominante onde cada indivíduo que aporta biomassa contribui para esses valores elevados. Porém, ficou claro que no último período estudado, ou seja, entre 2008 e 2010, outras espécies obtiveram valores mais elevados do que nos anos anteriores, fazendo com que o branquilha apresentasse 49,74% de participação no incremento da floresta. Neste período, deve-se destacar a contribuição de *Blepharocalyx salicifolius* com 10,13% do incremento, seguido de *Luehea divaricata* (7,79%), *Ligustrum lucidum* (7,76%), *Hovenia dulcis* (7,08%).

Os resultados acima apresentados indicam uma mudança na dinâmica da comunidade arbórea, pois algumas espécies estão apresentando maiores incrementos do que em anos anteriores.

A aroeira (*Schinus terebinthifolius*) tem característica de rápido crescimento, e apresentou tal comportamento na medição do primeiro período e gradativamente foi diminuindo no passar do tempo, porém, quando se analisa o incremento para o período de 2001-2010, encontra-se em quarta posição das espécies que mais contribuem para o incremento geral da floresta.

O incremento corrente anual (Figura 8) para a floresta decresceu com o passar do tempo e os valores encontrados foram: 0,1377 cm.ano⁻¹ no período de 2001-2003; 0,1322 cm.ano⁻¹ para o período de 2003-2006; 0,0973 cm.ano⁻¹ para o período de 2006-2008; e 0,05013 cm.ano⁻¹ para o período de 2008-2010.

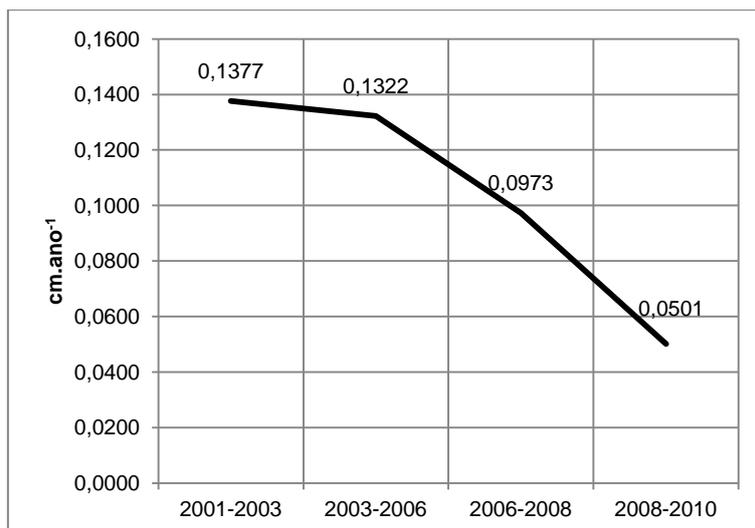


Figura 8 – Incremento Corrente Anual (ICA) em diâmetro em cada período estudado

Os valores encontrados, principalmente nos dois últimos períodos, estão abaixo dos valores encontrados na literatura. De uma forma genérica, SCOLFORO & MELLO (1997) descreve que a literatura mundial sobre florestas tropicais cita que o crescimento em diâmetro na floresta não manejada situa-se entre 0,1 e 0,4 cm.ano⁻¹. Para uma Floresta Ombrófila Mista, localizada em São João do Triunfo (PR), DURIGAN (1999), PIZATTO (1999) e SCHAAF (2001) encontraram incrementos periódicos anuais de 0,34, 0,18 e 0,25 cm.ano⁻¹, respectivamente.

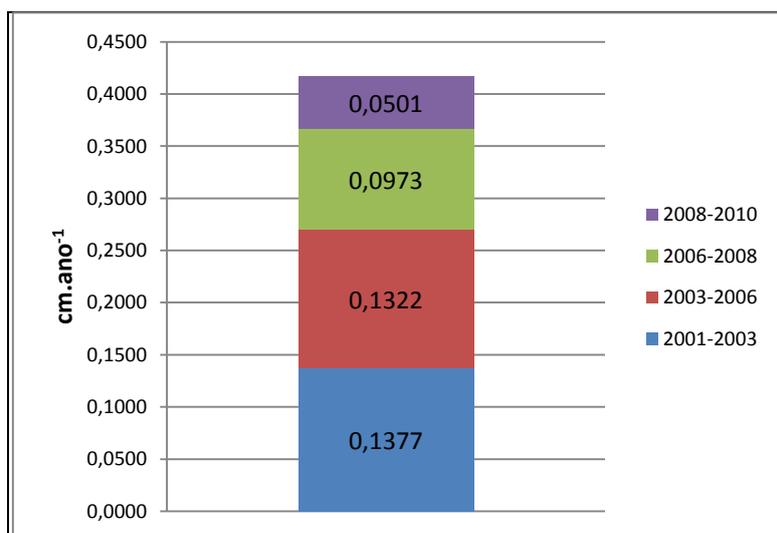


Figura 9 – Incremento Corrente Anual acumulado de 2003 a 2010

Tabela 12 – As 10 espécies com maior incremento em área basal por período.

ESPÉCIES	Incremento (m ²) G/2000 m ²					Incremento (m ²) G/ha/período					% Incremento				
	2003-2001	2006-2003	2008-2006	2010-2008	2010-2001	2003-2001	2006-2003	2008-2006	2010-2008	2010-2001	2003-2001	2006-2003	2008-2006	2010-2008	2010-2001
<i>Sebastiania commersoniana</i>	0,275	0,435	0,231	0,093	1,033	0,687	0,725	0,578	0,232	0,574	62,71	66,42	60,77	49,74	62,27
<i>Allophylus edulis</i>	0,014	0,034	0,018	0,006	0,072	0,034	0,056	0,045	0,015	0,040	3,14	5,14	4,71	3,31	4,31
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	0,007	0,014	0,004	0,005	0,029	0,017	0,023	0,009	0,013	0,016	1,55	2,14	0,91	2,68	1,76
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0,036	0,030	0,007	0,006	0,079	0,090	0,051	0,018	0,014	0,044	8,20	4,63	1,84	2,99	4,75
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	0,018	0,023	0,011	0,019	0,072	0,046	0,039	0,027	0,047	0,040	4,20	3,58	2,86	10,13	4,31
<i>Myrceugenia glaucescens</i>	0,004	0,009	0,004	0,002	0,019	0,009	0,015	0,011	0,005	0,010	0,84	1,33	1,16	1,01	1,13
<i>Guettarda uruguensis</i>	0,002	0,002	0,001	0,000	0,005	0,004	0,004	0,002	0,001	0,003	0,38	0,37	0,22	0,16	0,32
<i>Eugenia uniflora</i>	0,001	0,001	0,002	0,000	0,004	0,002	0,002	0,004	0,000	0,002	0,20	0,16	0,43	0,02	0,22
<i>Lithraea brasiliensis</i>	0,010	0,008	0,008	0,006	0,032	0,025	0,014	0,021	0,014	0,018	2,25	1,27	2,22	3,06	1,95
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0,009	0,007	0,010	0,004	0,030	0,022	0,012	0,024	0,010	0,016	1,99	1,13	2,51	2,09	1,78

Tabela 13 – As 10 espécies com maior incremento em diâmetro por período.

Espécies	DAP médio					Incremento Periódico (DAP médio)				Incremento Corrente Anual (DAP médio)			
	2001	2003	2006	2008	2010	2003	2006	2008	2010	2001-2003	2003-2006	2006-2008	2008-2010
<i>Ligustrum lucidum</i>	12,57	15,85	19,91	23,95	25,86	3,2786	4,0585	4,0425	1,9099	1,6393	1,3528	2,0213	0,9549
<i>Hovenia dulcis</i>	13,26	15,48	18,14	20,26	21,25	2,2176	2,6632	2,1115	0,9974	1,1088	0,8877	1,0557	0,4987
<i>Luehea divaricata</i>	20,61	22,27	24,07	25,75	26,52	1,6632	1,7985	1,6791	0,7719	0,8316	0,5995	0,8395	0,3860
<i>Lithraea brasiliensis</i>	13,18	13,93	14,53	15,07	15,46	0,7533	0,5942	0,5464	0,3926	0,3767	0,1981	0,2732	0,1963
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	12,15	12,81	13,34	14,05	14,30	0,6578	0,5358	0,7056	0,2546	0,3289	0,1786	0,3528	0,1273
<i>Dalbergia frutescens</i>	5,36	5,38	5,81	6,22	6,45	0,0159	0,4297	0,4138	0,2228	0,0080	0,1432	0,2069	0,1114
<i>Machaerium stipitatum</i>	5,73	6,00	6,00	6,30	6,49	0,2706	0,0000	0,3024	0,1910	0,1353	0,0000	0,1512	0,0955
<i>Inga marginata</i>	11,14	12,22	13,85	14,48	14,64	1,0823	1,6234	0,6366	0,1592	0,5411	0,5411	0,3183	0,0796
<i>Vitex megapotamica</i>	6,84	7,00	7,32	7,00	7,16	0,1592	0,3183	-0,3183	0,1592	0,0796	0,1061	-0,1592	0,0796
<i>Myrcianthes gigantea</i>	7,80	7,88	8,09	8,44	8,56	0,0796	0,2069	0,3501	0,1273	0,0398	0,0690	0,1751	0,0637

4.1.4. Recrutamento

O recrutamento de indivíduos aumentou gradativamente ao longo dos anos e em 2010 atingiu valores mais altos se comparados com o número de indivíduos recrutados dos anos anteriores. Para os fustes houve um aumento considerável somente no ano de 2010, após seguir uma tendência de recrutar cada vez menos fustes entre 2003 e 2008 (conforme a tabela 15), indicando que há recursos suficientes para os indivíduos de menor porte ocuparem os estratos superiores deste ambiente.

Tabela 14 – Resumo de indivíduos e fustes vivos, recrutados e mortos.

	2001	2003	2006	2008	2010
Nº de indivíduos vivos	513	502	494	495	494
Nº de indivíduos recrutados		5	7	6	16
Nº de indivíduos mortos		16	15	5	15
Nº de fustes vivos	806	771	751	746	743
Nº de fustes recrutados		16	13	10	18
Nº de fustes mortos		45	31	11	31

De acordo com a Tabela 16 percebe-se que o recrutamento relativo em 2010, de fustes e indivíduos, foi o maior registrado em todos os anos. Naturalmente que o número de recrutamento de fustes é sempre maior que o de indivíduos, porém é interessante ressaltar que em 2010 a maior parte dos recrutados foram indivíduos de apenas um fuste. Em anos anteriores, a maior contribuição em recrutamento foi de *Sebastiania commersoniana* e, na maioria das vezes, representado por recrutamento de fustes de indivíduos já amostrados.

Tabela 15 – Recrutamento relativo de fustes e indivíduos nos anos estudados

	2003	2006	2008	2010
Taxa de recrutamento (fuste)	2%	1,7%	1,3%	2,4%
Taxa de recrutamento (indivíduo)	1,6%	1,4%	1,6%	3,2%

Percebe-se que, no último período amostrado, *Sebastiania commersoniana* teve a menor participação no recrutamento (TABELA 17), e sendo uma pioneira, a sua renovação é dependente de distúrbios, ou seja, sem isso as espécies clímax são favorecidas.

Tabela 16 – Recrutamento relativo de fustes de *Sebastiania commersoniana*

Ano	Nº de fustes recrutados	Recrutamento relativo
2003	7	1,30%
2006	6	1,15%
2008	7	1,34%
2010	4	0,79%

Quando se analisa o recrutamento acumulado por parcela (Figura 10), verificou-se o maior recrutamento na parcela 20, com 6 ind./100m² nos 9 anos estudados e em segundo lugar as parcelas 10 e 12 com 5 ind./100m² cada.

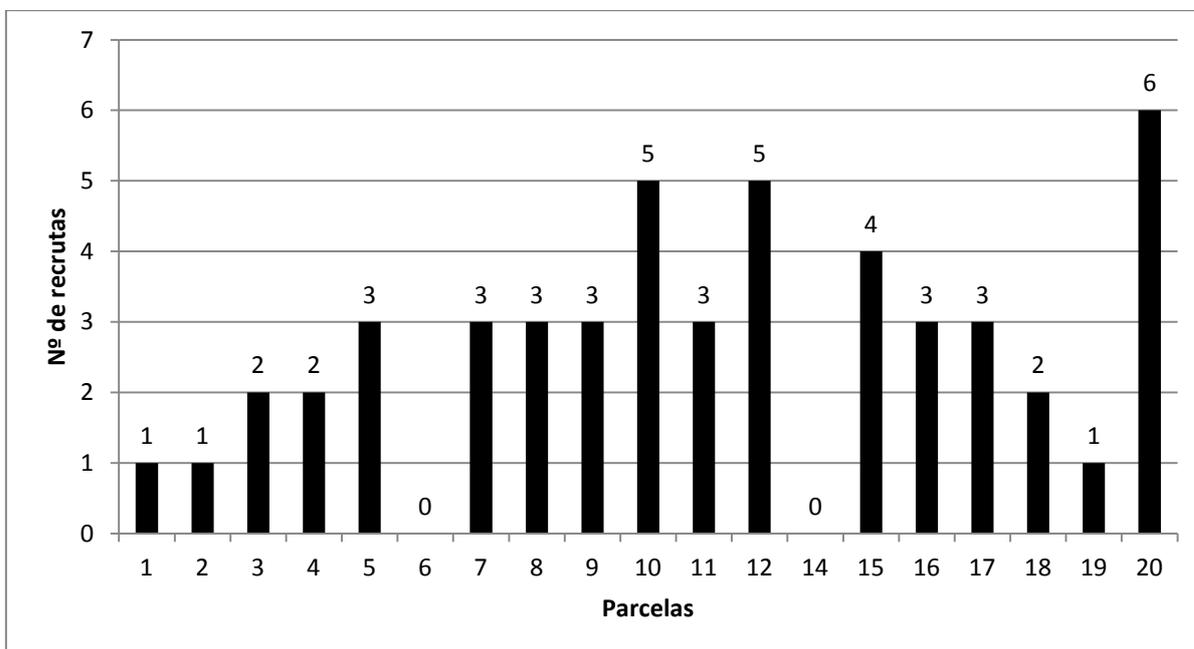


Figura 10 – Recrutamento acumulado do estrato arbóreo por parcela de 2003 a 2010

Comparando florestas com araucária no estado do Paraná, SANQUETTA, DALLA CORTE & EISFELD (2003) encontraram valores de recrutamento de 5,58% em quatro anos para todas as espécies em uma floresta e 2,87% em oito anos para outra floresta, e em ambos os casos a taxa foi superior à mortalidade.

SCHAAF (2001) estudando uma Floresta Ombrófila Mista no sul do estado do Paraná, encontrou taxa anual média de recrutamento de 1,3%, entre dois inventários realizados com intervalo de 21 anos, considerando árvores com DAP \geq 20 cm. SPATHELF e DURLO (2001) estudando a dinâmica de floresta subtropical úmida no estado do Rio Grande do Sul obtiveram recrutamento de 9,5% em três anos de observações, indicando que a floresta está, mesmo em partes, em um processo de renovação.

O recrutamento, tanto de indivíduos quanto para fustes, foi maior para o grupo das não-pioneiras climáticas tolerantes à sombra. Isto demonstra a maior entrada de indivíduos de sub-bosque, como é o caso de *Allophylus edulis* e *Eugenia uniflora*. O recrutamento de pioneiras é exclusivamente de *Sebastiania commersoniana*, pois embora o dossel já esteja formado, sombreando o solo daquela floresta, esta é a espécie mais bem adaptada a este tipo de ambiente restritivo de recursos.

O fato de espécies umbrófilas (tolerantes à sombra) representarem mais da metade do recrutamento ao longo dos anos, indica, de acordo com HIGUCHI *et al.* (2008), que a floresta está em mudança estrutural.

Tabela 17 – Recrutamento de indivíduos por grupo ecológico (2003-2010)

Grupo ecológico	Porcentagem
Não pioneira climática tolerante a sombra	59,50%
Pioneiras	29,70%
Não pioneira climática exigente em luz	10,80%

Tabela 18 – Recrutamento de fustes por grupo ecológico (2003-2010)

Grupo ecológico	Porcentagem
Não pioneira climática tolerante a sombra	49,1%
Pioneiras	39,6%
Não pioneira climática exigente em luz	11,3%

4.1.5. Mortalidade

O número de indivíduos mortos se manteve praticamente estável durante os períodos analisados, exceto para o ano de 2008 que diminuiu consideravelmente, fato que possivelmente está relacionado à erros de medição.

A taxa de mortalidade de fustes diminuiu se considerado todo o período analisado e para os indivíduos quase não houve diferença.

Tabela 19 – Mortalidade relativa de fustes e indivíduos nos anos estudados

	2003	2006	2008	2010
Taxa de mortalidade (fuste)	5,71%	4,02%	1,46%	4,29%
Taxa de mortalidade (indivíduo)	3,1%	2,6%	0,6%	3,2%

Nos dois primeiros períodos estudados, as taxas de mortalidade eram mais altas que as de recrutamento, porém no ano de 2008 houve uma inversão e em 2010 as taxas apresentaram o mesmo valor, indicando uma possível estabilidade da dinâmica da floresta. Pode-se dizer que em 2010 esta floresta se encontra balanceada, pois segundo WHITMORE (1989), a mortalidade e o recrutamento de indivíduos têm valores muito próximos.

PULZ (1998) estudou a dinâmica de uma Floresta Estacional Semidecidual Montana no estado de Minas Gerais em períodos de quatro, cinco e nove anos, obtendo taxas anuais de mortalidade de 3,6, 2,0 e 2,3%, respectivamente. A mortalidade concentrou-se nas classes diamétricas menores e nas espécies exigentes de luz, chegando nestas últimas a uma taxa de 10,6 %.

A mortalidade encontrada em uma Floresta Estacional Decidual localizada na região central do estado do Rio Grande do Sul foi de 4,8% em três anos de observações. As árvores pequenas do estrato inferior mostraram uma taxa de mortalidade maior do que as emergentes, causada provavelmente pela competição, não sendo encontrada nenhuma mortalidade de árvores

acima de 52,5 cm de DAP. Os autores também obtiveram grande diferença de mortalidade entre as espécies (SPATHELF; DURLO, 2001).

Durante os 9 anos a maior mortalidade ocorreu nas parcelas 11 e 15 (Figura 11), ambas com 13 ind./100m², seguido das parcelas 3 e 14 com 11 ind./100m² para todo o período estudado. A parcela 10 foi a única que não apresentou nenhuma mortalidade, fato que, *a priori*, não é possível explicar, mas que deve ser objeto de pesquisas futuras.

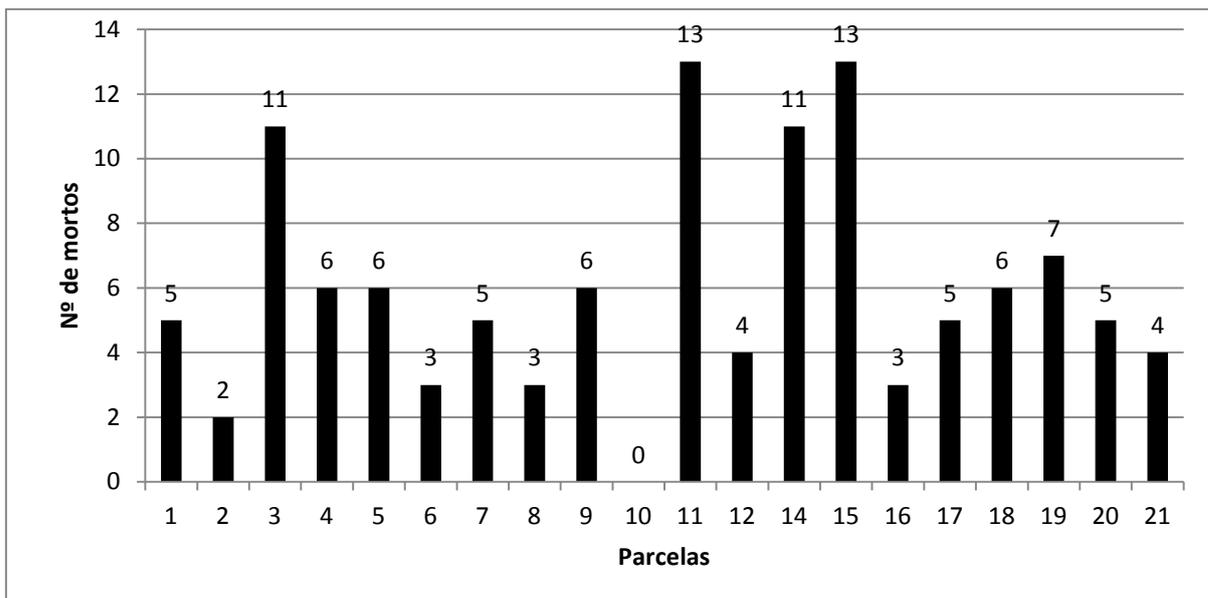


Figura 11 – Mortalidade acumulada de fustes por parcela de 2003 a 2010

A mortalidade registrada por classes diamétricas (Figura 12) indica que 69,5% dos indivíduos mortos se concentram na menor classe (4,77 cm - 8,00 cm) e 19,5% na segunda menor classe (8,01 cm-11,00 cm), totalizando 89% nas duas menores classes diamétricas. Esses dados corroboram com outros estudos de dinâmica que verificaram que a mortalidade se concentra nas classes diamétricas menores, causadas pela competição pelo recurso luz.

De acordo com HIGUCHI *et al.* (2008), *apud* SWAINE, LIEBERMAN & PUTZ (1987)⁷, esse é mais um indicativo de que o fragmento está em processo de recuperação pós-distúrbio ambiental, uma vez que o esperado em florestas maduras é mortalidade independente da classe diamétrica.

⁷ Swaine, M.D.; Lieberman, D. & Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3: 359-366.

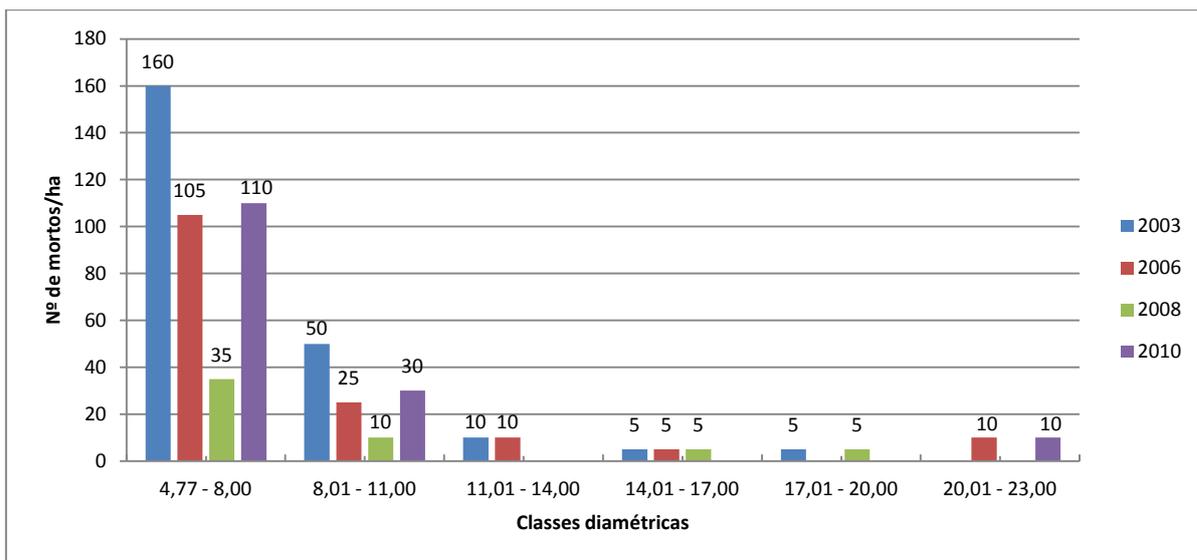


Figura 12 – Mortalidade/ha de fustes do estrato arbóreo por classe de diâmetro de 2003 a 2010

Nas tabelas 21 e 22 observam-se as espécies com maiores taxas de mortalidade em todos os anos estudados. *Sebastiania commersoniana*, por apresentar a maior densidade, está mais sujeita a morrer e cerca de 50% dos indivíduos e fustes que morreram foram desta espécie. Em segundo lugar aparece *M. glaucescens* com cerca de 26% dos indivíduos e 28% dos fustes que morreram. Uma análise específica para esta espécie foi realizada e se encontra a seguir.

Tabela 20 – Fustes mortos acumulado por espécie em 9 anos de estudo.				Tabela 21 - Indivíduos mortos acumulado por espécie em 9 anos de estudo				
Espécie	Fustes Mortos	Fustes Mortos/ha	%	Grupo ecológico	Espécie	Ind. Mortos	Ind. Mortos/ha	%
<i>Sebastiania commersoniana</i>	62	310	51,7	1	<i>Sebastiania commersoniana</i>	26	130	49,1
<i>Myrceugenia glaucescens</i>	34	170	28,3	3	<i>Myrceugenia glaucescens</i>	14	70	26,4
<i>Schinus terebinthifolius</i>	10	50	8,3	1	<i>Schinus terebinthifolius</i>	4	20	7,5
<i>Allophylus edulis</i>	2	10	1,7	2	<i>Allophylus edulis</i>	1	5	1,9
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	2	10	1,7	2	<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	1	5	1,9
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	1	5	0,8	3	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	0	0	0
<i>Casearia decandra</i>	1	5	0,8	2	<i>Casearia decandra</i>	1	5	1,9
<i>Eugenia uruguayensis</i>	1	5	0,8	2	<i>Eugenia uruguayensis</i>	1	5	1,9
<i>Guettarda uruguensis</i>	1	5	0,8	3	<i>Guettarda uruguensis</i>	1	5	1,9
<i>Machaerium brasiliense</i>	1	5	0,8	3	<i>Machaerium brasiliense</i>	1	5	1,9
<i>Machaerium stipitatum</i>	1	5	0,8	3	<i>Machaerium stipitatum</i>	0	0	0
<i>Myrciaria tenella</i>	1	5	0,8	2	<i>Myrciaria tenella</i>	1	5	1,9
<i>Scutia buxifolia</i>	1	5	0,8	2	<i>Scutia buxifolia</i>	0	0	0
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	1	5	0,8	2	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	1	5	1,9
<i>Trichilia elegans</i>	1	5	0,8	2	<i>Trichilia elegans</i>	1	5	1,9
TOTAL	120	600	100		TOTAL	53	265	100

De todos os indivíduos e fustes mortos, 56,6% e 60% respectivamente, são espécies pioneiras, assim como outros autores KÖHLER *et al.* (2001), FINEGAN & CAMACHO (1999) e ALDER & SILVA (2000), encontraram taxas de mortalidade de espécies pioneiras geralmente maiores do que as de espécies não-pioneiras.

As mortalidades de indivíduos e fustes de acordo com os grupos ecológicos estão compiladas nas tabelas 23 e 24.

Tabela 22 – Mortalidade de indivíduos por grupo ecológico (2003-2010)

Grupo ecológico	Porcentagem
Pioneiras	56,6%
Não pioneira climática exigente em luz	28,3%
Não pioneira climática tolerante a sombra	13,2%

Tabela 23 – Mortalidade de fustes por grupo ecológico (2003-2010)

Grupo ecológico	Porcentagem
Pioneiras	60%
Não pioneira climática exigente em luz	30%
Não pioneira climática tolerante a sombra	8,4%

No caso de *Myrceugenia glaucescens* a maior mortalidade de fustes foi registrada no período 2001-2003, embora estes tenham continuado a morrer nos períodos seguintes. SOCHER (2003) já havia apontado para uma possível existência de um fator externo ao qual apenas esta espécie estaria susceptível, e indicou estudos complementares.

Verificou-se no presente estudo que 95% da mortalidade desta espécie se concentra nas duas menores classes diamétricas (Figura 13) e 47% em apenas duas parcelas (parcela 15 e 19, conforme Figura 13). A mortalidade relativa para indivíduos de *M. glaucescens* foi de 4,2% em 2003, 12,5% em 2006, 14,3% em 2008 e 16,7% em 2010.

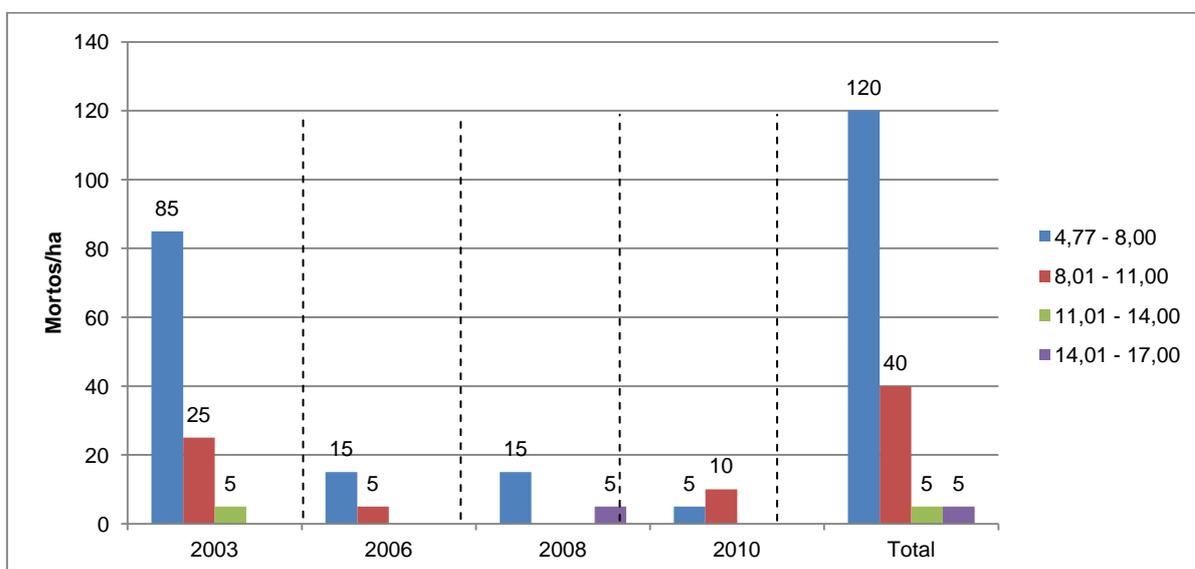


Figura 13 – Mortalidade/ha de fustes de *Myrceugenia glaucescens* por classe diamétrica

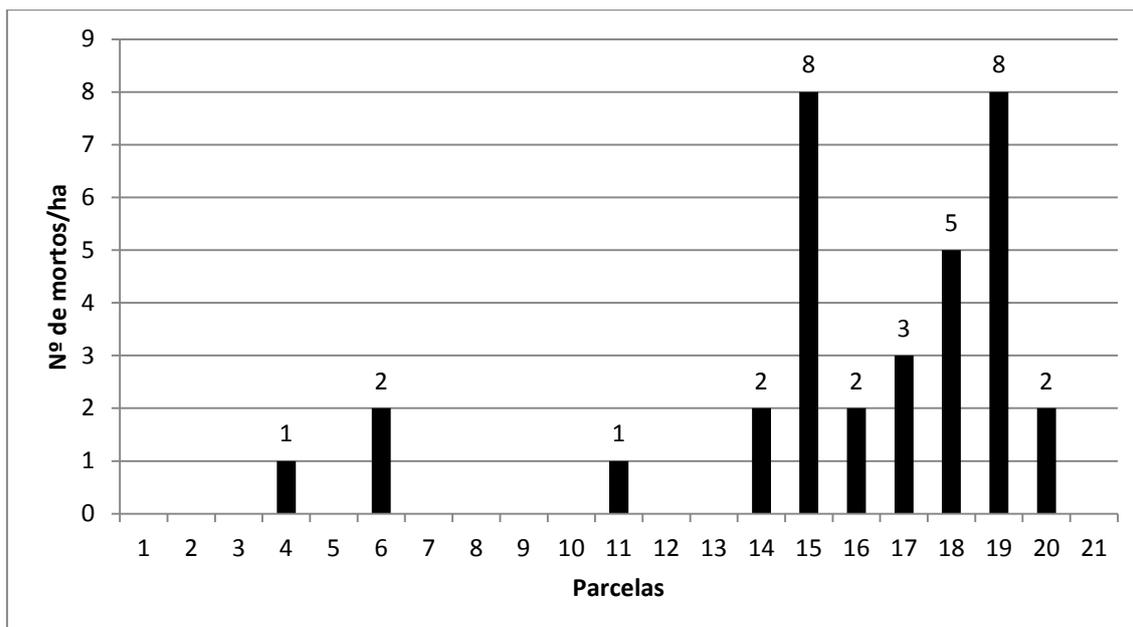


Figura 14 – Mortalidade acumulada/ha de fustes de *Myrceugenia glaucescens* por parcela.

CARVALHO (2009) verificou, na mesma área de estudo, que *M. glaucescens* estava bem distribuída nos três estratos (superior, intermediário e inferior), garantindo a permanência desta espécie na comunidade. Em 2009 a mesma autora analisou as relações entre a distribuição das espécies de diferentes estratos e as características do solo e, concluiu que para a classe abaixo de 15 cm de PAP e acima de 1,3 m de altura (estrato da regeneração para o presente estudo) *M. glaucescens* apresentou correlação com a ocorrência de solos melhor drenados e solos com maiores teores de alumínio.

Após 9 anos de estudo e acompanhamento da dinâmica local a explicação para *M. glaucescens* estar aparentemente saindo do sistema pode estar em duas possibilidades. A primeira estaria relacionada à variação do lençol freático. A análise de correlação simples (Tabela 34 em ANEXO) realizada para verificar se fatores ambientais (média, desvio padrão e coeficiente de variação do lençol freático) estariam correlacionados com fatores bióticos da espécie (densidade, diâmetro médio e área basal) no ano de 2001, mostrou que todos os fatores bióticos apresentaram correlação com o coeficiente de variação do lençol. Em 2001 o lençol apresentou menor oscilação que em 2010 e tal fato colaborou positivamente com a sua população.

A segunda possibilidade pode estar relacionada a um processo de facilitação e inibição da dinâmica entre as espécies. Foi verificado pelo teste de Mantel que existe uma correlação negativa e significativa entre a abundância relativa de *M. glaucescens* e as demais espécies em função do tempo, neste contexto *M. glaucescens* está saindo do sistema facilitando a entrada de outras espécies que provavelmente estão inibindo sua permanência ($r = - 0.242208$, $p = 0.001$).

Schinus terebinthifolius apresentou mortalidade distribuída nas menores classes diamétricas (Figura 15). A mortalidade de indivíduos em 2003 foi de 10,5% e 11,8% em 2006. CARVALHO (2003), já havia diagnosticado que por estar representado apenas no estrato das arbóreas, e apenas 1 indivíduo foi recrutado em 2010, teria maiores chances de sair da comunidade, tendo cumprido seu papel de pioneira.

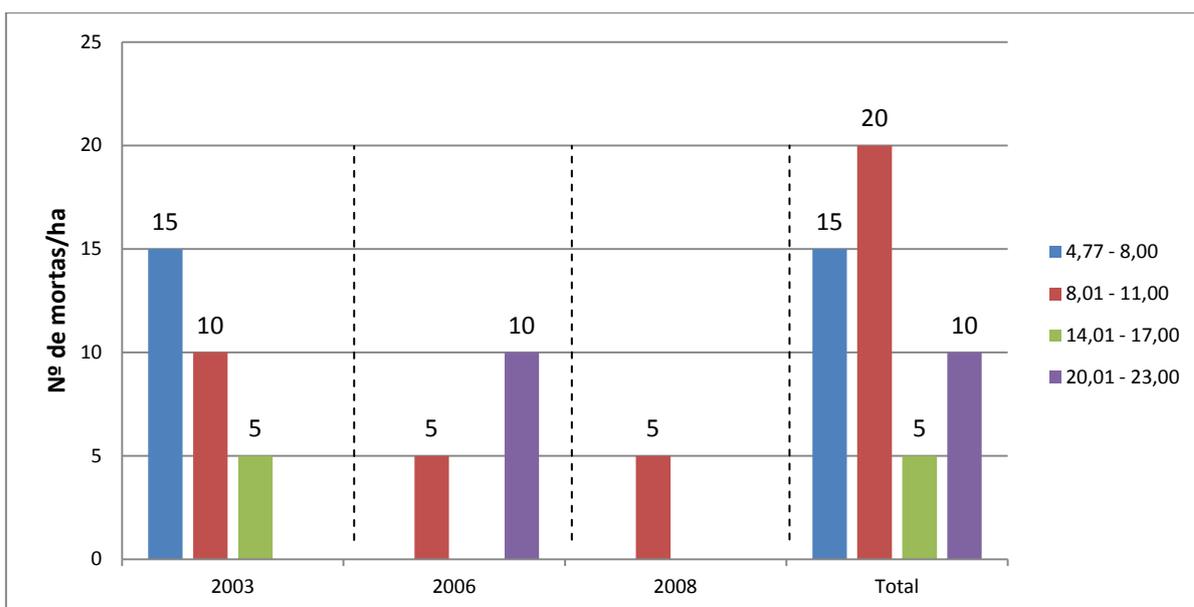


Figura 15 – Mortalidade/ha de fustes de *Schinus terebinthifolius* por classe diamétrica

4.1.6. Distribuição diamétrica

A floresta aluvial estudada revelou o padrão exponencial negativo para distribuição de frequências de classes diamétricas, demonstrando uma população estável e autoregenerativa, tanto para indivíduos, quanto para fustes (Figura 16). Ao analisar a distribuição diamétrica ao longo dos anos estudados, constatou-se que a maior parte dos indivíduos se concentra nas primeiras classes diamétricas. Porém esta representatividade está diminuindo, pois na primeira medição, no ano de 2001, as três primeiras classes diamétricas (4,77cm a 14 cm) totalizavam 65% de todos indivíduos e este valor caiu para 63,5% em 2003, 62,4% em 2006, 61,3% em 2008 e 60,7% em 2010.

Em contrapartida, as três classes seguintes (entre 14,01cm e 23 cm) estão aumentando em densidade, de 24,4% de todos indivíduos em 2001, para 25,7% em 2003, 26,4% em 2006, 26,6% em 2008 e 27,2% em 2010. A classe diamétrica que registrou o maior aumento de indivíduos nos nove anos estudados foi entre 20,01cm e 23 cm, que em 2001 apresentava 4,5% dos indivíduos, 5,6% em 2003, 8% em 2006 e 8,8% em 2008 e em 2010.

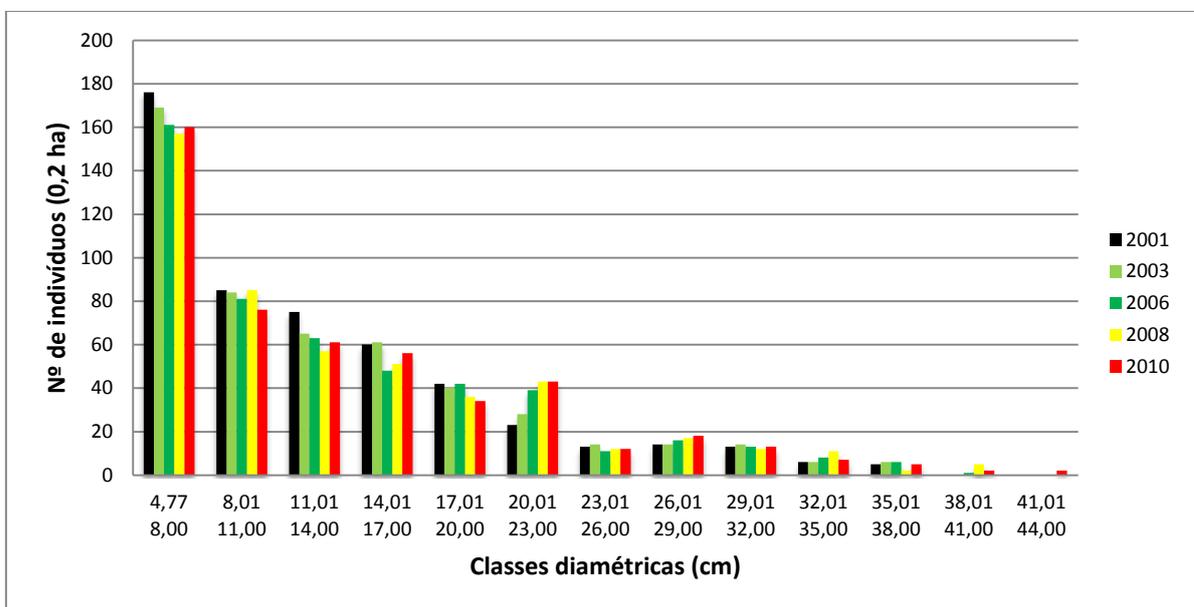


Figura 16 – Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos ao longo dos anos de estudo

A média dos diâmetros da floresta, o desvio padrão e o coeficiente de variação aumentaram gradativamente (TABELA 25).

Tabela 24 – Média de DAP, desvio padrão e coeficiente de variação

	2001	2003	2006	2008	2010
Média DAP (cm)	10,01	10,02	10,18	10,34	10,26
Desvio Padrão	5,05	5,25	5,53	5,80	5,84
Coeficiente de variação	46,07%	46,72%	47,57%	48,83%	49,10%

Sebastiania commersoniana, a mais importante em termos fitossociológicos, apresentou, de acordo com ROLLET (1978), uma distribuição diamétrica típica de espécie tolerante, ou seja, com distribuição na forma exponencial negativa. Embora, em alguns casos, a literatura a classifique como pioneira (BARDDAL, 2002) ou ainda secundária inicial (VACCARO *et al.* 1999). Novamente a classe diamétrica entre 20,01cm a 23 cm foi a classe que mais registrou ingresso de indivíduos entre os anos estudados, como mostra a Figura 17.

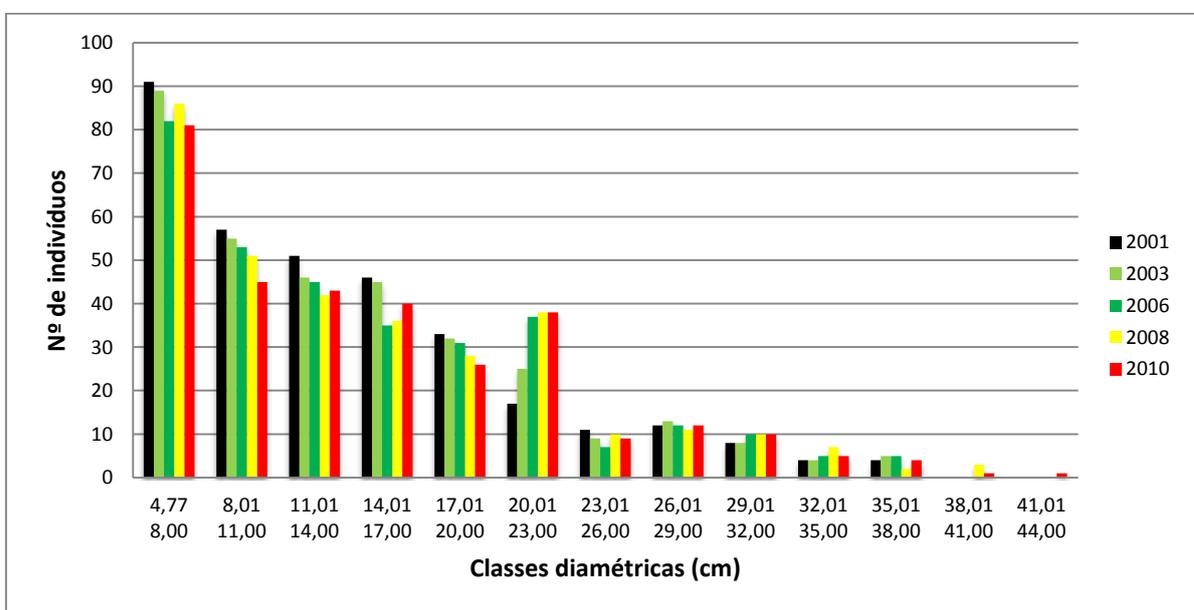


Figura 17 – Distribuição diamétrica de *Sebastiania commersoniana* ao longo dos anos de estudo (análise por indivíduo)

Embora a ocorrência de fustes de *Sebastiania commersoniana* seja reduzida nas classes maiores, percebe-se um aumento destes em relação aos anos anteriores nas classes acima de 17cm de DAP.

Esta espécie demonstra uma ótima adaptação aos ambientes aluviais e 36% destes indivíduos são representados por fustes múltiplos, podendo ser uma característica adaptativa da espécie. O maior diâmetro registrado na área foi de 31,5cm, porém quando se considera o indivíduo como a soma dos múltiplos fustes, tem-se um único indivíduo com 14 fustes, que totaliza 42,2cm de DAP, por isso o reduzido número de fustes nas classes diamétricas maiores (Figura 18).

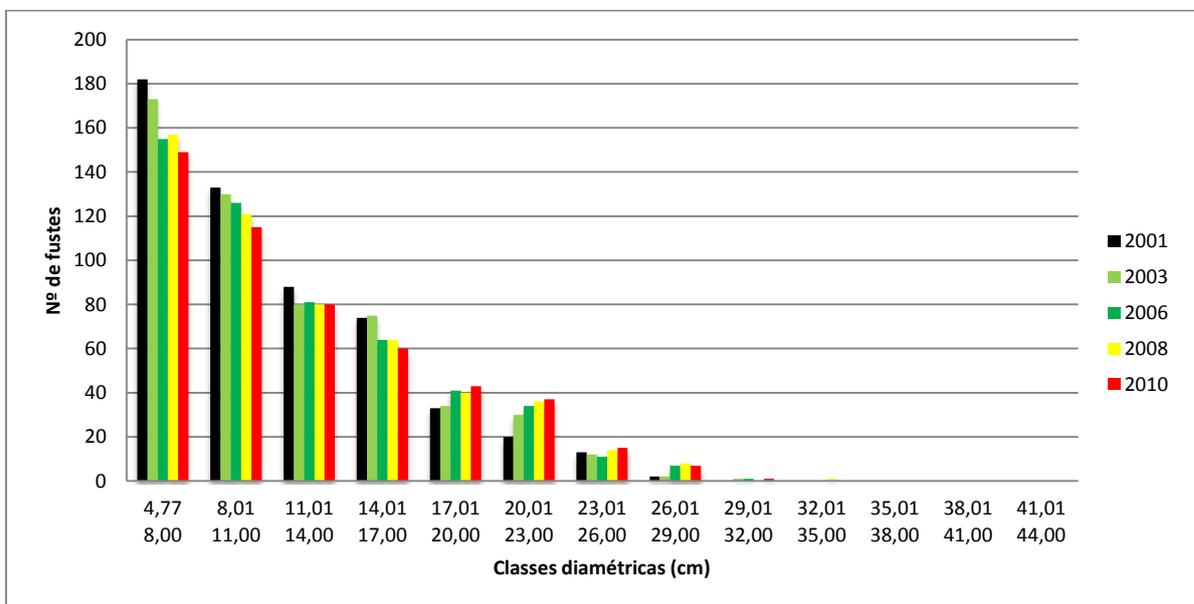


Figura 18 – Distribuição diamétrica de *Sebastiania commersoniana* ao longo dos anos de estudo (análise por fuste)

A distribuição em classes mostra que comunidades tropicais apresentam um padrão de curva exponencial negativa, onde a maioria dos indivíduos e de espécies ocorre nas menores classes e grande parte dos processos dinâmicos ocorre de forma mais intensa, como a mortalidade e recrutamento. Algumas espécies de menor porte são, inclusive, restritas nas menores classes, levando à necessidade da análise das taxas de dinâmica por classe de diâmetro.

A segunda em importância na floresta aluvial estudada foi *Allophylus edulis*, geralmente encontrada no estrato intermediário e enquadrada em

diversos grupos ecológicos conforme literatura: pioneira (SALIS *et al.*, 1994), secundária inicial (VACCARO *et al.*, 1999), clímax (CEZARE *et al.*, 1998) ou clímax exigente em luz (PINTO, 1997), todos autores citados por CARVALHO (2006)⁸.

A distribuição diamétrica desta espécie também demonstrou uma forma exponencial negativa (Figura 19), porém com a particularidade que a segunda classe (entre 8,01cm a 11cm) registrou o maior aumento de indivíduos entre os anos. Apesar de 20% dos indivíduos de *A. edulis* apresentarem fustes múltiplos, percebe-se pouca variação nos gráficos de distribuição diamétrica por indivíduos e por fustes. Tal fato demonstra que *A. edulis* não possui indivíduos com fustes de diâmetro elevado, o que reforça sua característica de ser uma importante espécie do estrato intermediário da floresta. O único indivíduo presente na classe entre 26,01cm e 29cm é um indivíduo com três fustes.

Em 2003 *A. edulis* contribuiu com cerca de 10% (4 indivíduos) de ingresso no número de indivíduos e nas medições seguintes com 2,4% (1 indivíduo) em 2006 e 2008 e 4,7% (2 indivíduos) em 2010.

⁸ SALIS, M.S.; TAMASHIRO, J.Y. JOLY, C.A.; Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um remanescente de mata ciliar do Rio Jacará-Pepira, Brotas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 93-103, dez. 1994.

VACCARO, S.; LONGUI, S.J.; BRENA, D.A.; Aspectos de composição florística e categorias sucessionais do estrato arbóreo de três subseres de uma floresta estacional decidual, no município de Santa Tereza – RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.9, n.1, p1-18, 1999.

CEZARE, C.H.G.; GANDARA, F.B.; BERNARDI, A.C.; KAGEYAMA, P.Y.; Distribuição diamétrica dos adultos e regeneração de três espécies arbóreas em um fragmento florestal, no município de Arapoti – PR. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 49, 1998, Salvador. **Resumos**. Salvador: Universidade Federal da Bahia: Sociedade Botânica do Brasil, 1998. P. 328.329.

PINTO, J.R.R.; **Levantamento florístico, estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva e suas correlações com variáveis ambientais em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso**. 1997. 85 p. Dissertação (Mestrado em Manejo Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

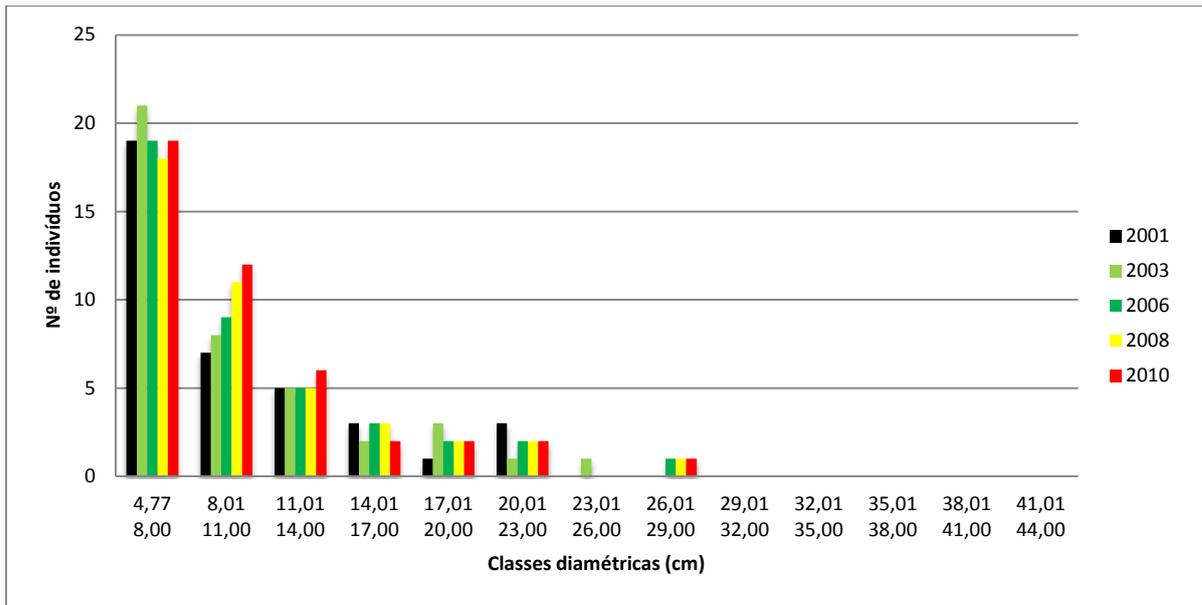


Figura 19 – Distribuição diamétrica de indivíduos de *Allophylus edulis* ao longo dos anos de estudo

De acordo com a literatura, *Myrceugenia glaucescens* é considerada clímax tolerante à sombra (BARDDAL, 2002), o que facilita desenvolver bem à sombra ocupando estratos logo abaixo do dossel. Em termos de importância, trata-se de uma espécie que perdeu algumas posições ao longo dos anos estudados, principalmente pelo fato da alta mortalidade registrada.

Em 2010 esta espécie deixou de apresentar a distribuição diamétrica exponencial negativa (Figura 20), o que demonstra o baixo recrutamento e, como já citado anteriormente, que a sua permanência no sistema está comprometida. O último recrutamento desta espécie foi em 2003, cujo indivíduo já morreu. Esta é uma espécie que apresenta fustes com diâmetros pequenos, sendo o maior diâmetro com 15,2 cm e o indivíduo com maior DAP (31,8 cm) se deve aos seis fustes de um mesmo indivíduo.

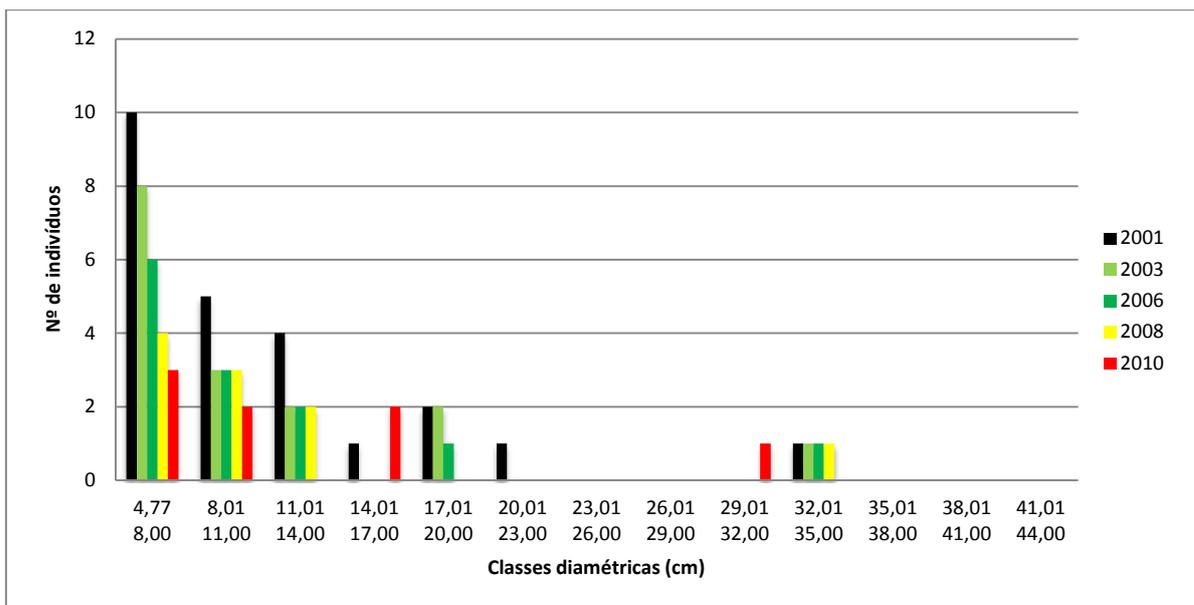


Figura 20 – Distribuição diamétrica de *Myrceugenia glaucescens* ao longo dos anos de estudo (análise por indivíduo)

Por fim, a espécie que ficou em 4º lugar em termos de importância no ambiente estudado foi *Schinus terebinthifolius*, espécie pioneira que requer grandes quantidades de luz para o seu desenvolvimento e que 33% dos indivíduos apresentam múltiplos fustes.

De acordo com ROLLET (1978), espécies com distribuição errática, com ausência de indivíduos nas classes menores, são chamadas de pioneiras, fortemente heliófilas, e foi justamente este padrão de distribuição encontrada para esta espécie. Não há recrutamentos desde 2003 e apenas um indivíduo no estrato da regeneração natural (abaixo de 4,77 de DAP e acima de 1,3m de altura) foi registrado no ano de 2010.

Esta espécie pode apresentar fustes com diâmetros elevados, como é caso de um indivíduo com 39,5 cm de DAP, e é também o maior DAP amostrado em toda área de estudo.

4.2. Dinâmica da vegetação da regeneração natural

4.2.1. Composição florística e análise da densidade

No levantamento de 2001 foram registrados 975 indivíduos (19.500 ind./ha), distribuídos em 39 espécies botânicas, 36 gêneros e 23 famílias, somando-se ainda mortas e lianas (BARDDAL, 2002). Em 2006 foram registrados 814 indivíduos (16.280 ind./ha), distribuídos em 42 espécies, 36 gêneros e 23 famílias. Neste estudo o levantamento do componente da regeneração natural registrou 715 indivíduos (14.300 ind./ha) distribuídos em 37 espécies, 33 gêneros e 23 famílias (Figura 21).

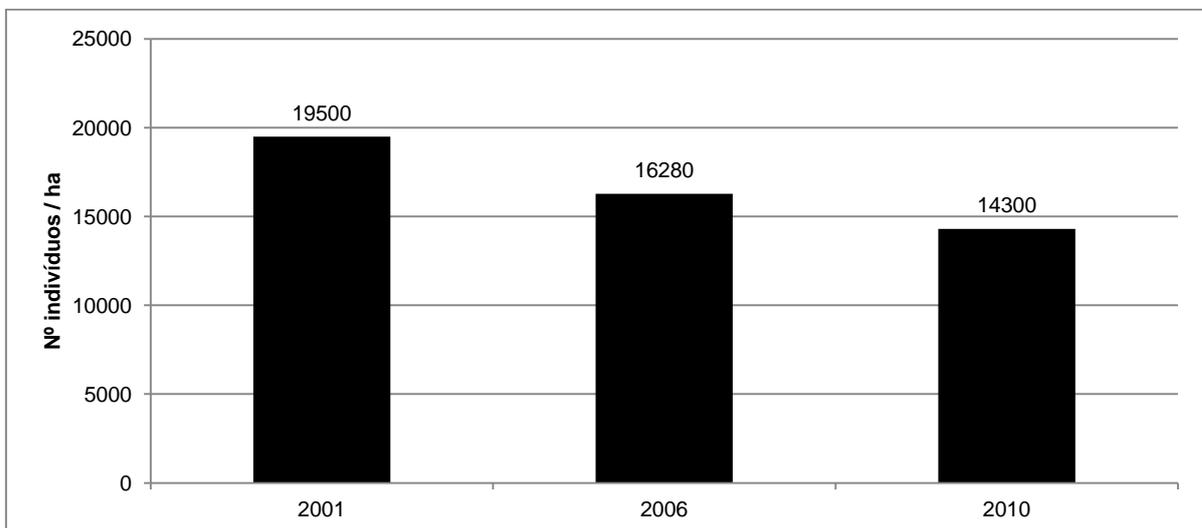


Figura 21 – Densidade da Regeneração Natural ao longo dos anos

Utilizando a curva de acumulação de espécies do estrato regenerativo, ficou demonstrada a suficiência amostral para florística a partir da 20ª parcela, onde o gráfico estabilizou (Figura 22).

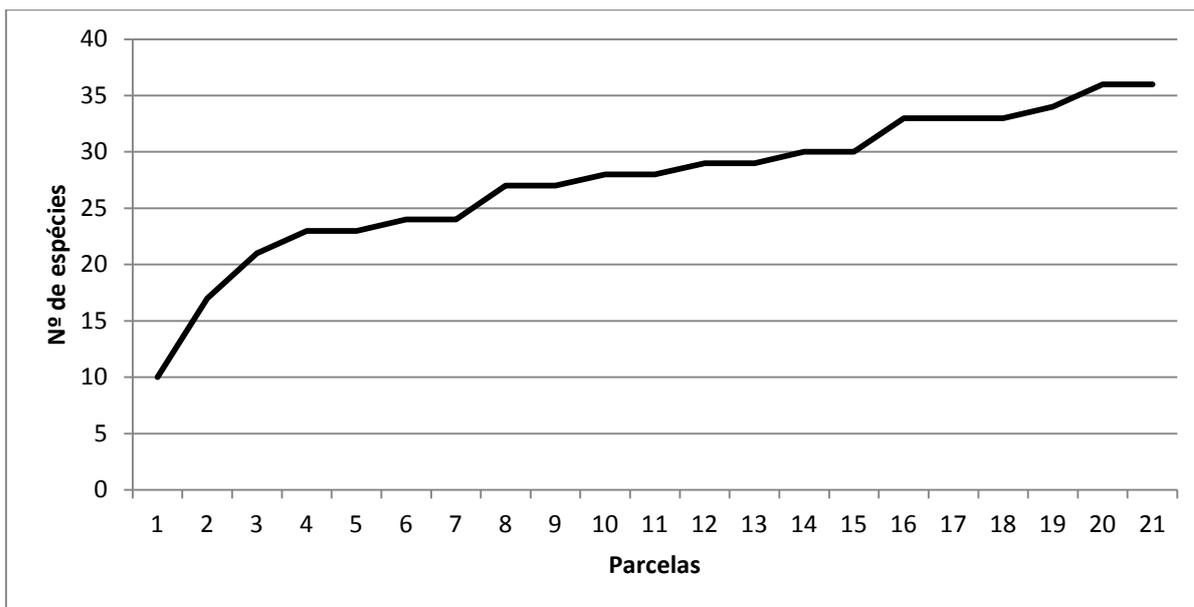


Figura 22 – Curva de acumulação de espécies para Regeneração Natural

Da mesma maneira que para o estrato arbóreo, a regeneração natural apresentou diminuição da densidade de indivíduos ao longo do tempo, porém com a ressalva de que o estrato regenerativo está mais susceptível aos impactos da pressão dos animais de criação (gado, porco e cabra) que circularam livremente pela área de estudo. Percebe-se também que houve uma diferenciação no impacto, entre grupos de parcelas, pela facilidade de acesso a elas, ou seja, o grupo de parcelas 1 a 13 foi o das mais acessíveis, 14 a 20 foi a das menos acessíveis e conseqüentemente que permaneceram melhor conservadas. A partir desta constatação, foi possível avaliar o grau de impacto que o estrato regenerativo teve em relação à pressão dos animais de criação.

Em apenas 3 parcelas (10, 13 e 20) o número de indivíduos aumentou em relação aos anos anteriores. A redução no número de indivíduos nas parcelas 1 a 7 foi maior do que nos outros grupos e representou 42%, em segundo lugar as parcelas 8 a 14 registraram 30% de redução no número de indivíduos e no grupo das parcelas 15 a 20 registrou 19% de redução (Figura 23).

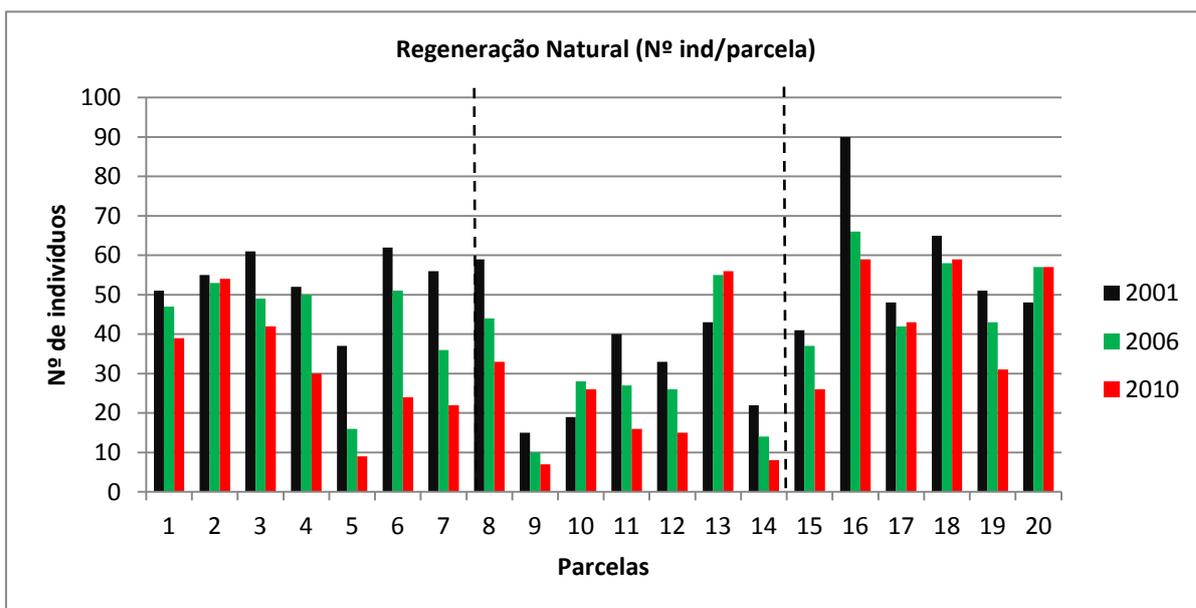


Figura 23 – Densidade da Regeneração Natural por parcelas

A análise de variância das médias das densidades da regeneração natural por parcela ($F=6,6$; $p=0,0000$) e por ano ($F=3,25$; $p=0,0457$) apresentaram diferenças estatísticas significativas.

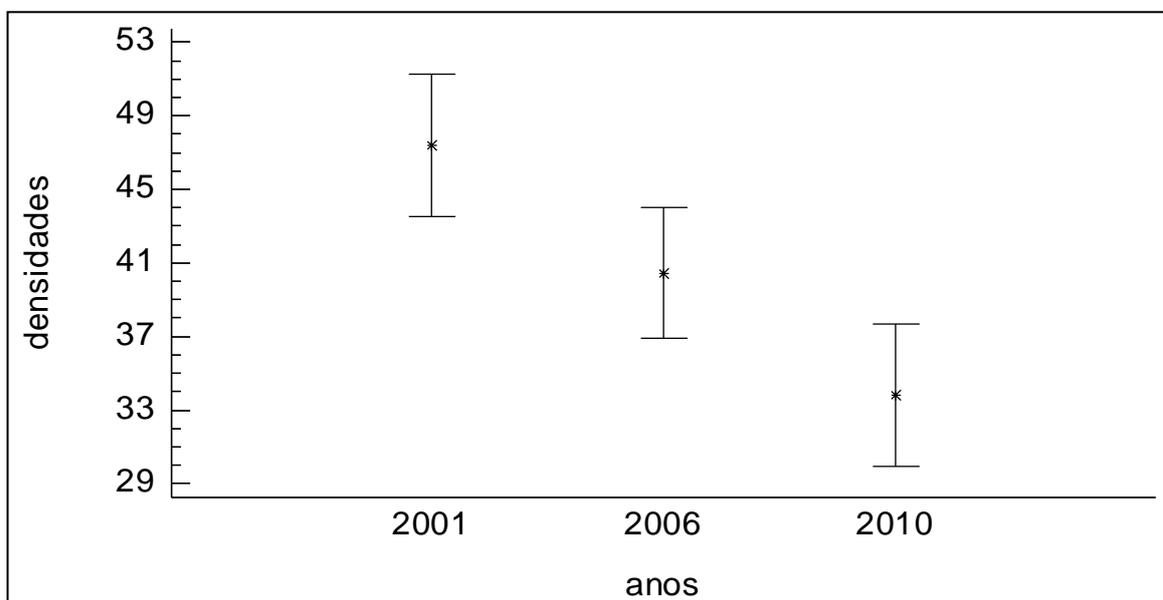


Figura 24 – Desvio padrão da densidade da regeneração natural por ano

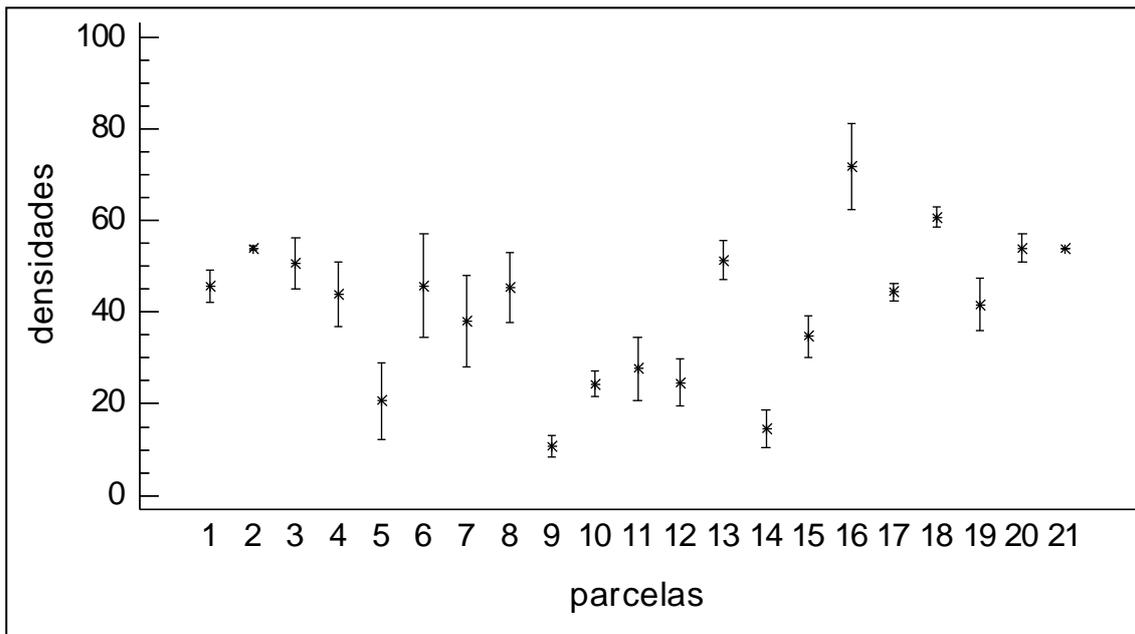


Figura 25 – Desvio padrão da densidade da regeneração natural em relação às parcelas

A espécie mais importante do estrato de regeneração é *Allophylus edulis*, que desde o início do estudo assume este posto, devido a sua alta densidade, dominância e frequência, ainda que tenha sido a segunda espécie que mais perdeu indivíduos. Vale lembrar que, neste estudo, a dominância foi calculada com base na média do diâmetro de copa. Em segundo lugar surge *Eugenia uniflora*, uma espécie que ganhou muitas posições devido seu elevado recrutamento (560 ind./ha) e em 2010 passou a assumir respeitável importância neste ambiente.

Em seguida *Myrciaria tenella*, mesmo apresentando redução de 30% dos indivíduos em relação a 2001, manteve-se como terceira mais importante deste estrato.

Daphnopsis racemosa foi a que apresentou maior redução do número de indivíduos (52%) e mesmo assim ainda assume a quarta posição em importância.

4.3. Relações com a variação do lençol freático

As médias da altura do lençol freático de 2001 e 2010 foram praticamente iguais ($\bar{x}_{2001} = 43,76$ cm e $\bar{x}_{2010} = 43,15$ cm), porém o coeficiente de variação médio em 2010 foi de 86,64% enquanto que em 2001 foi de 46,75%.

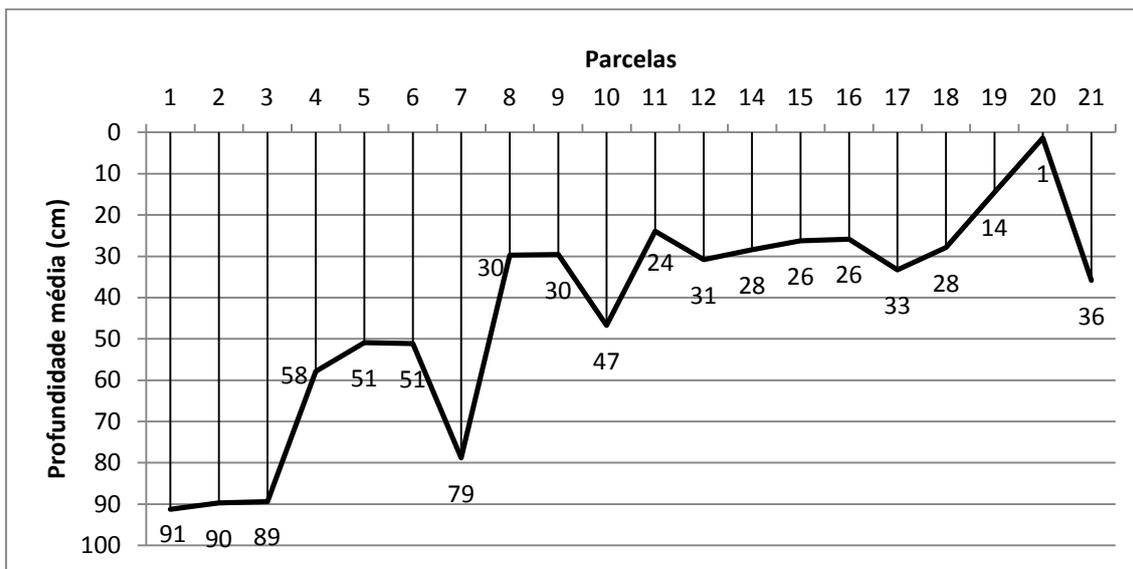


Figura 26 – Variação do lençol freático em 2010

FONTE: O AUTOR, 2011

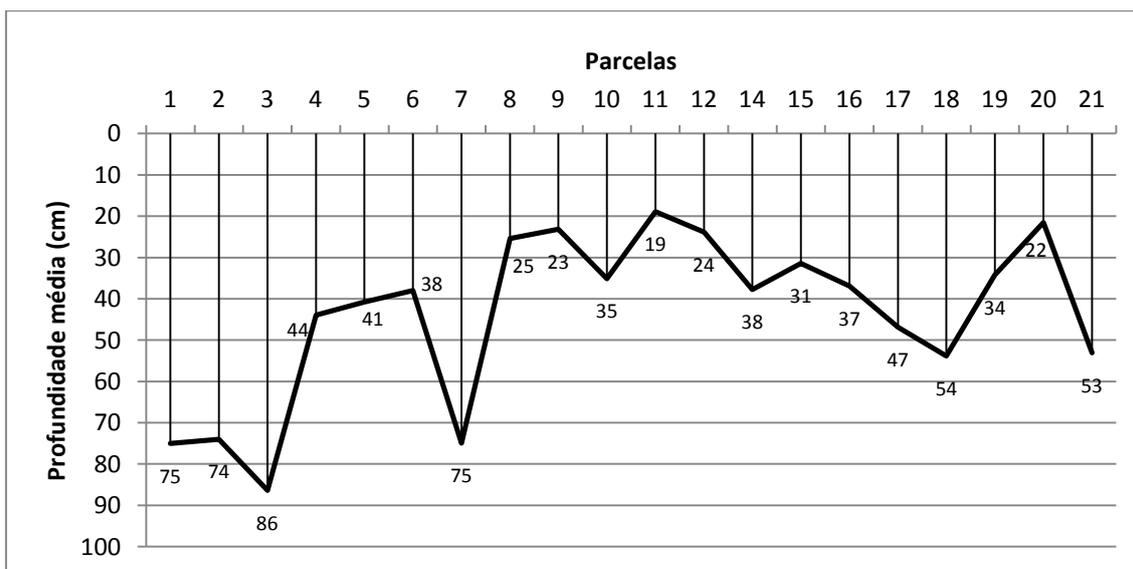


Figura 27 – Variação do lençol freático em 2001

FONTE: BARDDAL, 2001

A média da altura do lençol freático por grupo variou também, conforme tabela abaixo:

Tabela 25 – Médias da altura do lençol freático por grupo de parcelas

	2001	2010
$\bar{x}_{\text{parcelas 1 a 7}}$	61,88 cm	72,73 cm
$\bar{x}_{\text{parcelas 8 a 14}}$	27,37 cm	31,52 cm
$\bar{x}_{\text{parcelas 15 a 21}}$	39,70cm	23,55 cm

A área de estudo está distribuída em 3 grupos de parcelas (Área 1: parcelas 1 a 7; Área 2: parcelas 8 a 14 e; Área 3: parcelas 15 a 21) e de acordo com as análises estatísticas foi verificado que há diferença significativa na variação da altura do lençol freático entre os três grupos. A densidade de indivíduos arbóreos e a riqueza são significativamente distintas entre os grupos ($F=3,3738$; $p=0,020$), porém a área basal não apresentou diferença ($F=1,4649$; $p=0,248$). Entre os anos amostrados, a análise não detectou diferenças significantes.

A mesma análise (PERMANOVA) foi aplicada à espécie mais importante do ambiente, *Sebastiania commersoniana*, e os resultados não foram os mesmos para dois fatores, ou seja, a área basal ($F=29,86$; $p=0,000$) e a densidade desta espécie apresentaram diferenças significativas entre os três grupos, porém não apresentou diferença estatística significativa entre os anos.

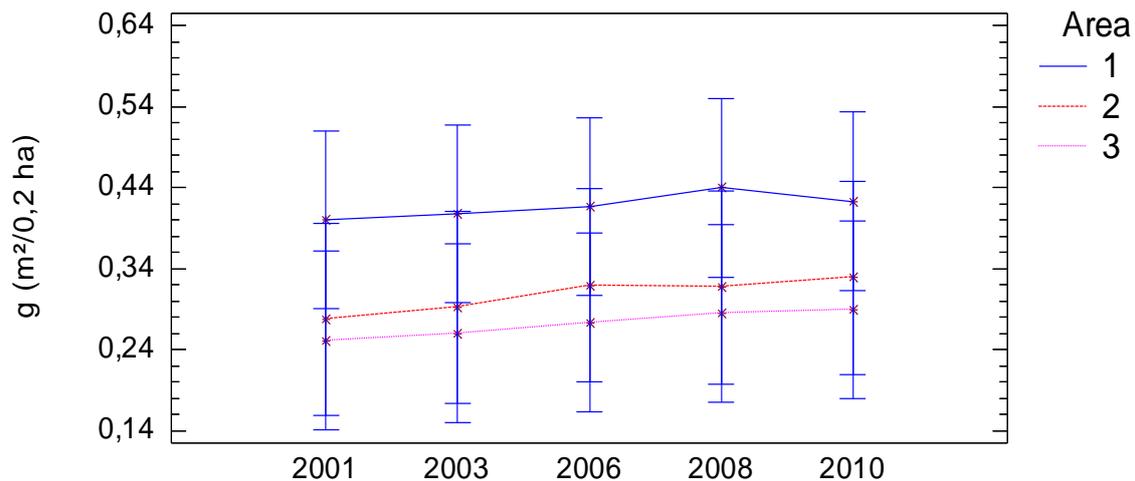


Figura 28 – Variação da área basal de *Sebastiana commersoniana* em relação aos grupos de áreas com variação do lençol freático.

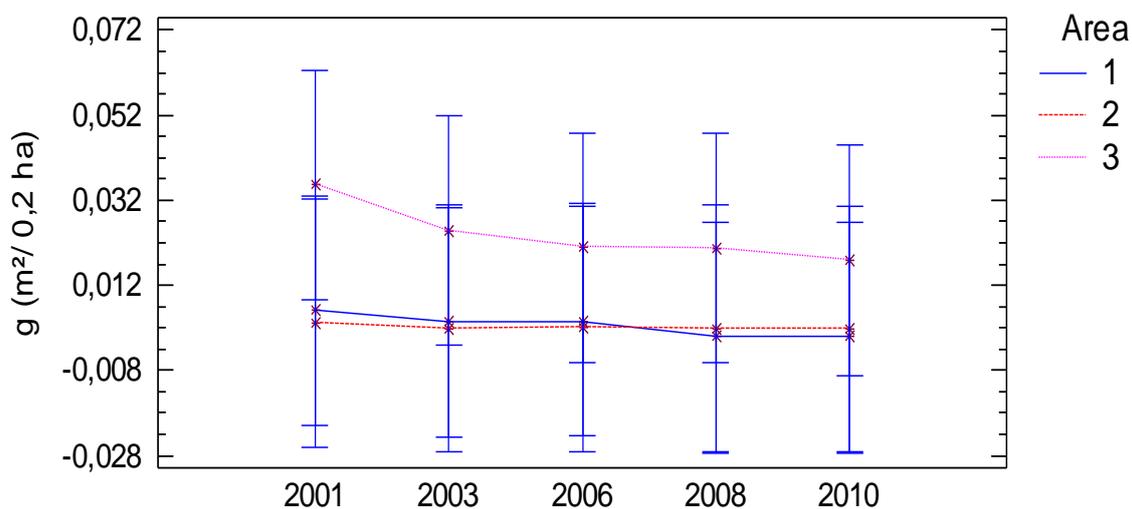


Figura 29 – Variação da área basal de *Myrceugenia glaucescens* em relação aos grupos de áreas com variação do lençol freático.

Foi realizada a análise estatística CA (Coordination Analysis) da densidade das 10 espécies com maiores Valores de Importância por parcela ao longo dos anos e foi possível verificar a influência do lençol freático. As parcelas que registraram maiores taxas de hidromorfia ao longo do ano, de 15 a 21, foram demarcadas com as letras LA (Lençol Alto) e as restantes, de 01 a 14, foram demarcadas com as letras LB (Lençol Baixo).

Os autovalores mostraram ser suficientes para explicar mais de 50% da variação dos dados em 2001 e 2003, em função do primeiro e segundo eixos,

em seguida baixou para 48% em 2006, aumentou para 53% em 2008 e baixou novamente para 47% em 2010. Quando a porcentagem do que é explicado pelos autovalores abaixa, quer dizer que aumenta a complexidade e por isso necessita-se de mais eixos (terceiro ou quarto eixo) para explicar a distribuição. Esta variação mostra que a sucessão não é previsível, demonstrando a complexidade da sucessão em ambientes naturais e as diversas direções que a sucessão pode tomar em função do tempo por conta dos distúrbios, contrapondo a idéia linear de sucessão que CLEMENTS (1923) propôs. Os resultados encontrados vão de acordo com as idéias modernas de sucessão propostas nos trabalhos de GLENN-LEWIN *et al.* 1992; HOOPER *et al.* 2004; LIEBSCH *et al.* 2007.

O gráfico de 2001 mostra uma clara separação entre o grupo de parcelas 15 a 19 (Lençol Alto) demonstrando que o fator ambiental “altura do lençol” influencia na densidade das espécies analisadas. No gráfico de 2003 a separação ainda existe, porém não tão claramente. Em 2006 e 2010 seria necessário um terceiro eixo para auxiliar na explicação da distribuição. Em 2008 a distribuição volta a ocorrer de forma mais agregada.

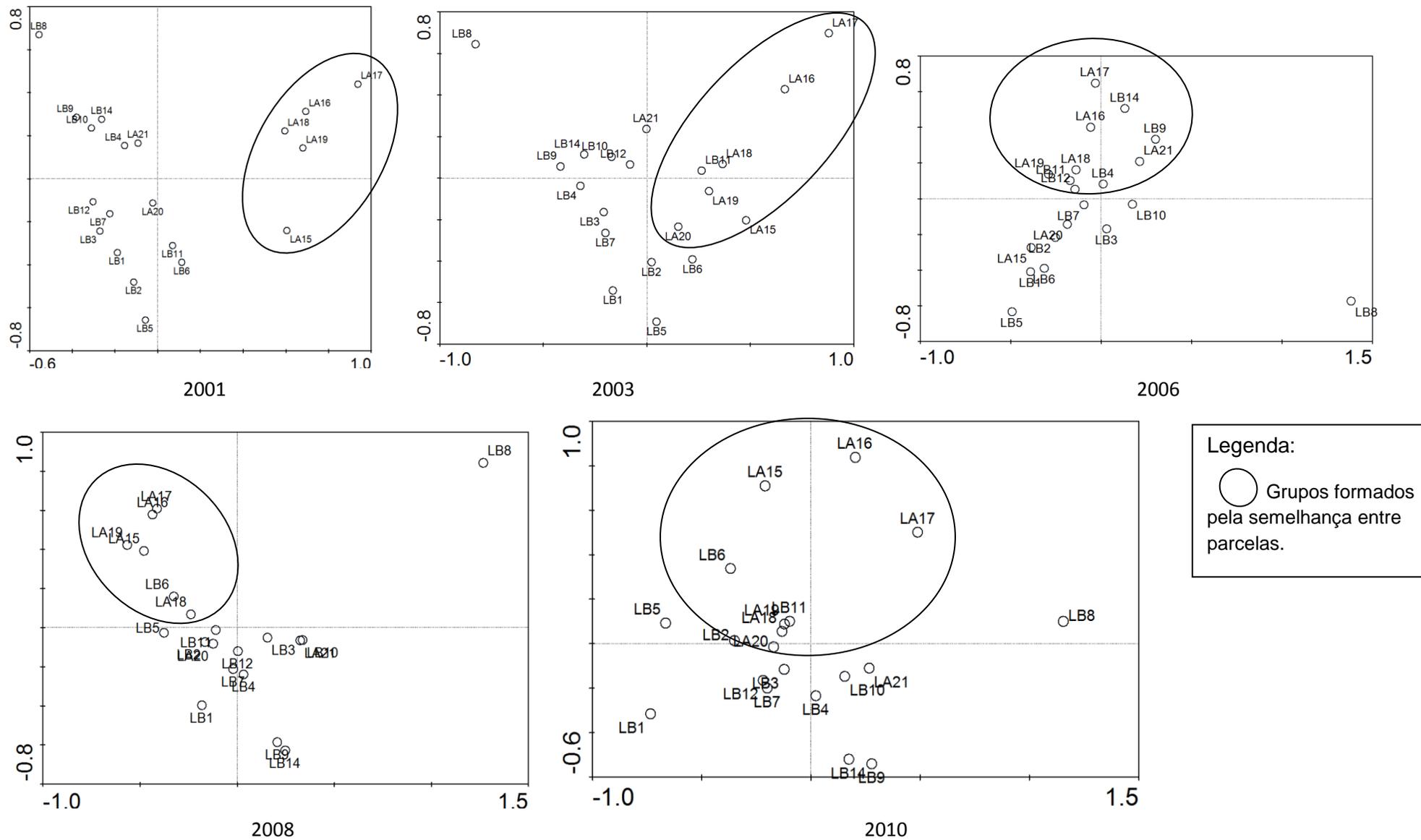


Figura 30 – Gráficos de CA da densidade das 10 espécies com maiores Valores de Importância por parcela ao longo dos anos

5. CONCLUSÕES

Os valores fitossociológicos e de dinâmica calculados ao longo dos anos permitem concluir que esta floresta se encontra em evolução sucessional e dinâmica balanceada. Como era de se esperar, os valores de densidade decresceram ao longo do tempo, porém registrou-se certa estabilização de 2006 até o presente momento. A dominância, por sua vez, aumentou na medida em que os diâmetros aumentaram, mesmo que o incremento corrente anual da floresta tenha apresentado redução.

Os resultados permitiram a conclusão de que a floresta estudada se encontra em recuperação pós-distúrbio, devido à redução no número de indivíduos e à mortalidade proporcionalmente maior (89%) nas classes de menores tamanhos (4,77 - 11 cm). O recrutamento de 59,5% em espécies tolerantes à sombra, representados pela entrada de indivíduos de estrato sombreado (sobretudo *Allophylus edulis* e *Eugenia uniflora*) confirma que a floresta em questão está em fase de mudança estrutural. Vale ressaltar que o ano de 2010 apresentou o maior número de recrutas em todo período estudado.

A dinâmica da floresta mostrou que no início do período estudado a mortalidade era muito mais alta (o dobro) que o recrutamento, tanto para indivíduos quanto para fustes. Passados sete anos da primeira avaliação de dinâmica, os valores de recrutamento e mortalidade de indivíduos se igualaram, em 3,2%, e, com isto, conclui-se que a floresta está estabilizando em densidade e balanceada em termos de entrada e saída de indivíduos.

A floresta aluvial estudada demonstrou o padrão de distribuição de frequências em classes diamétricas em exponencial negativo, demonstrando uma população estável e autoregenerativa, tanto para indivíduos quanto para fustes.

Não houve alteração significativa na composição florística da área estudada. Verificou-se baixa diversidade e elevada equabilidade, fato relacionado à alta dominância de apenas uma espécie. A espécie mais importante deste ecossistema, *Sebastiania commersoniana*, permanecerá nesse status visto os elevados valores fitossociológicos encontrados. A mesma conclusão é aplicada à espécie mais importante do estrato de regeneração

natural, *Allophylus edulis*, que apresentou elevados valores fitossociológicos e de recrutamento. *Eugenia uniflora* subiu muitas posições em termos fitossociológicos devido ao seu recrutamento e poderá demonstrar competitividade em relação às outras espécies do ecossistema.

Hovenia dulcis e *Ligustrum lucidum*, espécies exóticas com potencial invasor, subiram posições de valor de importância fitossociológica, porém apenas devido ao aumento na dominância, pois no quesito densidade permaneceram praticamente com o mesmo número de indivíduos por hectare.

Myrceugenia glaucescens apresentou altas taxas de mortalidade no período estudado, indicando que está saindo do sistema. Duas possibilidades para explicar tal fato apresentaram resultados estatísticos significativos. A primeira relacionada às mudanças do ambiente relacionadas à variação do lençol freático. A segunda possibilidade relacionada a um processo de facilitação e inibição da dinâmica entre as espécies.

A regeneração natural apresentou redução estatisticamente significativa do número de indivíduos ao longo dos anos, fato que pode estar relacionado aos impactos dos animais domésticos que circularam livremente em parte da área de estudo, e também aos fatores endógenos da floresta. As espécies mais importantes do estrato regenerativo foram: *Allophylus edulis*, *Eugenia uniflora*, *Myrciaria tenella* e *Daphnopsis racemosa*, respectivamente.

Com relação à variação da altura do lençol freático, conclui-se que há diferença significativa em termos de densidade e riqueza de espécies entre os três grupos de parcelas (1 a 7, 8 a 14 e 15 a 21) alocadas na área de estudo, porém não verificou-se diferença entre os anos 2001 – 2010. A análise estatística CA (*Coordination Analysis*) indicou uma influência do lençol freático nas parcelas que registraram maiores taxas de hidromorfia.

Com base nas análises conclui-se que a sucessão natural não é previsível, demonstrando a complexidade da sucessão nas florestas subtropicais e as diversas direções que esta pode tomar em função do tempo, devido aos distúrbios enfrentados no passado e atualmente.

6. RECOMENDAÇÕES

As recomendações apresentadas servirão para melhorar a pesquisa de longo prazo, bem como para indicar pesquisas para algumas questões levantadas relativas ao tema tratado.

Com relação ao estrato da regeneração natural, indivíduos acima de 1,3 m e abaixo de 15 cm de PAP, recomenda-se que as parcelas permanentes, neste caso de 5 x 5 m, tenham formato retangular, 10 x 1 m, a fim de evitar adentrar na parcela para realizar as medições, evitando possíveis impactos de pisoteio. Naturalmente que é recomendado também que os animais domésticos sejam retirados da área de estudo minimizando os mesmos impactos de pisoteio.

A medição de diâmetro de colo em parcelas permanentes de áreas aluviais não é recomendada, visto que os pulsos de inundação, comuns a essas áreas, lançam sedimentos no sentido horizontal da calha do rio, fazendo com que o exato local de medição do diâmetro de colo não seja o mesmo nas medições futuras. Neste caso, foi utilizado o diâmetro de copa, visando analisar a dominância de cada indivíduo, porém este dado também não é o mais indicado, pois irá recair no mesmo problema de imprecisão nas remedições futuras.

No momento da instalação das parcelas em 2001, os indivíduos da regeneração natural receberam uma placa de numeração amarrada a um arame, porém na releitura em 2010 muitos indivíduos foram encontrados sem placa e algumas placas foram encontradas soltas no chão. Tal fato pode estar relacionado à correnteza das inundações, bem como à circulação de animais nas áreas das parcelas. Em 2010 foi realizado um croqui de localização de cada indivíduo contabilizado na parcela e isto facilitará reencontrar os indivíduos numa leitura futura.

Com relação a potenciais pesquisas sobre a regeneração natural, recomenda-se um estudo de dinâmica de clareiras, pois em 3 parcelas ocorreram quedas de árvores e conseqüentemente abertura de clareiras.

Conforme observado em campo a presença de indivíduos com fustes múltiplos, dificultam a discussão acerca do incremento, pois embora um indivíduo destes perca um fuste e os outros continuem aumentando em

incremento, no cômputo geral do indivíduo ele irá decrescer em diâmetro e aparentará diminuição do crescimento. Neste caso a saída é tratar cada fuste como um indivíduo.

A variação do lençol freático poderá ser melhor avaliada se comparada com a medição de réguas hidrométricas instaladas à montante da área, como por exemplo da SANEPAR e COPEL. Verificou-se que a dinâmica de extravasamento do rio ocorre em questões de dias ou até mesmo horas e que a leitura mensal dos poços hídricos instalados nas parcelas peca em não registrar essas flutuações repentinas. Neste caso, leituras diárias das réguas hidrométricas à montante poderão servir de base para extrapolar os valores de variação do lençol freático na área de estudo.

Tal fato demonstra a importância de analisar a dinâmica de uma floresta em um espaço de tempo maior, a fim de evitar inferências errôneas, caso o levantamento tivesse sido realizado em um pequeno espaço de tempo

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB´SABER, A.N. O suporte geocológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: RODRIGUES, R.R. e LEITÃO FILHO, H. de F. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp, Fapesp, 2000. p.15-25.

ALDER, D.; SILVA, J. N. M. *An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon*. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 130, n. 1-3, p. 141-157, 2000.

ARAUJO, M. M. **Vegetação e mecanismos de regeneração em fragmento de Floresta Estacional Decidual Ripária, Cachoeira do Sul, RS, Brasil**. 2002. 154 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002.

ARCE, J. E.; GOMES, F. S.; SANQUETTA, C. R.; CRUZ, E. C. **Utilização dos processos de difusão na avaliação e simulação precoces do crescimento de povoamentos de *Pinus taeda* L.** Cerne. V.4, n.1, p. 154-170. 1998.

AVILA, A.L.; **Mecanismos de regeneração natural e estrutura populacional de três espécies arbóreas em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul**. 2010. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 150 f.

ARRIAGA, L.; Types and causes of tree mortality in a tropical montane cloud forests Tamaulipas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridgem v. 16, n.5, p. 623-636, 2000.

BAKER, T. R.; BURSLEM, D. F. R. P.; SWAINE, M. D. Associations between tree growth, soil fertility and water availability at local and regional scale in Ghanaian tropical rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.19, n.2, p.109-125, 2003.

BARBOSA, L. M. Implantação de mata ciliar. In: Simpósio sobre mata ciliar: ciência e tecnologia, 1999, **Anais...** Belo Horizonte. UFL, 1999. p.111-135.

BARDDAL, M.L. **Aspectos florísticos e fitossociológicos do componente arbóreoarbustivo de uma floresta ombrófila mista aluvial – Araucária/PR**. Curitiba, 2002. 90p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná.

BARDDAL, M. L. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho da planície do rio Iraizinho, Piraquara, Paraná, Brasil. **Revista Estudos de Biologia**, v.25, n.53, p.17-28, 2003.

BARDDAL, M. L.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; CURCIO, G. R. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente

inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. *Ciência Florestal*. Santa Maria, v. 14, n. 2, p. 37-50, 2004.

BARDDAL, M. L. A influência da saturação hídrica na distribuição de oito espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Mista Aluvial do rio Iguaçu, Paraná, Brasil. 115 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M. **Seeds**: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. London: Academic Press, 1998.

BAZZAZ, F. A. **Regeneration of tropical forests: physiological responses of Pioneer and secondary species**. In: GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; 1991.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L.; *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4. Ed. – Porto Alegre: Artmed, 752 p, 2007.

BIANCHINI, E.; POPOLO, R. S.; PIMENTA, J. A.; Diversidade e estrutura de espécies arbóreas em área alagável do município de Londrina, Sul do Brasil. **Acta Bot. Bras.**, v.17, n.3, p. 405-419, 2003.

BONNET, A. **Caracterização fitossociológica das bromeliáceas epifíticas e suas relações com os fatores geomorfológicos e pedológicos da planície do rio Iguaçu, Paraná, Brasil**. 359 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

BRINSON, M. M. Riverine forests. In: LUGO, A. E.; BRINSON, M.; BROWN, S. **Ecosystems of the world 15 – Forested wetlands**. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B. V, 1990. p87-142.

BROKAW, N.V.L.; WALKER, L.R.; Summary of the effects of Caribbean hurricanes on vegetation. **Biotropica**, Washington, v.23, n.4, p 442-447, 1991.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. 2nd.ed, Iowa: Brown Publishers, 226 p., 1984.

BUDOWSKI, G. N. **Distribution of tropical American rain forest species in the Light of sucesión processes**. Turrialba, v. 15, n. 2, p. 40-52, 1965.

CABRAL, V. A. R. **Dinâmica de fragmento de mata ciliar do rio Grande em Bom Sucesso - Minas Gerais**. 1999. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

CALDATO, S. L.; FLOSS, P. A.; DA CROCE, D.A.; LONGHI, S.J.; Estudo da Regeneração natural, banco de sementes do solo e chuva de sementes na reserva genética florestal de Caçador, SC. **Ciência florestal**. Santa Maria, v. 6, n.1, p. 27-38, 1996.

CALEGARI, J. **Tamanho ótimo da unidade amostral para estudo da regeneração natural de uma Floresta Ombrófila Mista.** 1999. 80 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1999.

CAMPOS, J. C. de; LANDGRAF, P. R. C. Análise da regeneração natural de espécies florestais em matas ciliares de acordo com a distância da margem do lago. **Ciência florestal**, Santa Maria, v.11, n. 2, p. 143-151, 2001.

CARVALHO, J. O. P.; **Structure and dynamics of a logged over Brazilian Amazonian rain Forest.**, 1992. 215 f. Tese (Doctor of Philosophy) - University. Oxford: Oxford, 1992.

CARVALHO, J.O.P.; **Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal.** Curso de Manejo Florestal Sustentável. Curitiba: EMBRAPA Florestas, 1997.

CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, v. 1, p.1039, 2003.

CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, v. 2, p.627, 2006

CARVALHO, J.; MARQUES, M.C.M.; RODERJAM, C.V.; BARDDAL, M.L.; SOUZA, S.G.A.; Relações entre a distribuição das espécies de diferentes estratos e as características do solo de uma floresta aluvial no Estado do Paraná, Brasil. *Acta bot. bras.* 23(1): 1-9. 2009.

CASTRO MARÍN, G.; NYGARD, R.; GONZALES RIVAS, B.; ODEN, P. C. *Stand dynamics and basal area change in a tropical dry forest reserve in Nicaragua.* **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 208, n. 1-3, p. 63-75, 2005.

CHAGAS, R. K.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BERG, E. van den; SCOLFORO, J. R. S. Dinâmica de populações em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 25, n. 1, p. 39-57, 2001.

CHAMI, L. B. **Vegetação e mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes da Floresta Ombrófila Mista na FLONA de São Francisco de Paula, RS.** 2008. 121f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

CLEMENTS, F. E.; *Nature and structure of the climax.* The Journal of Ecology. Vol. 24, Nº1. Feb., 1936.

CORAIOLA, M. **Dinâmica de uma Floresta Estacional Semidecidual – MG: abordagem com processos de amostragem em múltiplas ocasiões**. Curitiba, 2003. 168p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais), Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná.

COSMO, N.L.; **Anatomia ecológica e crescimento do lenho de *Sebastiania commersoniana* (Baillon) Smith & Downs, em diferentes condições geomorfológicas e pedológicas da planície do rio Iguaçu-PR**. 93f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2008.

CURCIO, G. R. **Relações entre Geologia, Geomorfologia, Pedologia e Fitossociologia nas planícies fluviais do rio Iguaçu, Paraná, Brasil**. 488 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

CURCIO, G. R.; GALVÃO, F.; BONNET, A.; BARDDAL, M. L.; DEDECEK, R. A. A.; 2007a. **A Floresta Fluvial em dois compartimentos do rio Iguaçu, Paraná, Brasil**. **FLORESTA**, Curitiba, PR, v. 37, n. 2, mai./ago. 2007.

CURCIO, G.R. et al., 2007b. **A tectônica e sua relação com as florestas fluviais dos rios Iguaçu e Tibagi no segundo planalto paranaense – Paraná – Brasil**. VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu - MG

CURCIO, G.R. et al., 2007c. **Fitotipias em ambiente fluvial do rio Iguaçu e suas relações com padrões geomórficos e tipos de solos**. *Revista Brasileira de Biociências*, Porto Alegre – RS, v. 5, supl. 1, p.516-518, jul. 2007.

DAJOZ, R. **Princípios de ecologia**. 7. ed. Porto Alegre: Artmed, 2005, 520 p.

DALANESI, P.E., OLIVEIRA FILHO A.T. & FONTES, M.A.L. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. **Acta Botanica Brasilica** 18: 737-757. 2004.

DAUBENMIRE, R.F. ***Plant communities: a textbook of plant synecology***. New York: Harper & Row Pub., 1968.

DAUBENMIRE, R.F. **Ecologia vegetal – Tratado de autoecologia de plantas**. México: Editorial Limusa, 1982. 496p.

DAVIDE, A. C.; BOTELHO, S. A. Análise crítica dos programas de recomposição de matas ciliares em Minas Gerais. In: **SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR: CIÊNCIA E TECNOLOGIA**, 1999, Lavras. Anais...Lavras: Gráfica da Universidade Federal de Lavras. 1999, 172-188.

DE WALT, S. J.; MALIAKAL, S. K.; DENSLOW, J. S.; Changes in vegetations structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, v. 182, p. 139-151, 2003.

DURIGAN, M.E. **Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR. 1999.** Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; SCHIAVINI, I. **A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da mata ciliar.** In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação.* São Paulo: Ed. Edusp, 2000. p.159-168.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: Embrapa Produção de Informações; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412p.

ENCINAS, J. I.; **Idade e crescimento das árvores.** Brasília: Universidade de Brasília. Departamento de Engenharia Florestal, 2005. 43p. : il. – (Comunicações técnicas florestais; v.7, n.1).

FELFILI, J. M. *Structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil.* 180 f. Thesis (Doctor of Philosophy) - **Oxford Forestry Institute/Department of Plant Sciences**, University of Oxford, Oxford, 1993.

FELFILI, J. M. ***Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a sixyear period (1985-1991).*** *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v. 11, n. 1, p. 67-83, 1995.

FELFILI, M. J. *Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil.* **Vegetatio**, Dordrecht, v. 117, n. 1, p. 1-15, Mar. 1995a.

FELFILI, J. M. Distribuição de diâmetros de quatro áreas de cerrado sensu stricto na Chapada do Espigão Mestre de São Francisco. In: FELFILI, J. M.; SILVA Jr., M. C. da (Org.). **Biogeografia do bioma Cerrado: estudo fitofisiômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco.** Brasília: UnB, 2001. p. 57-61.

FINGER, C.A.G. 1992. **Fundamentos de biometria florestal.** CEPEF-FATEC, Santa Maria.

FINEGAN, B.; CAMACHO, M. *Stand dynamics in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest, 1988-1996.* **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 121, n. 3, p. 177-189, 1999.

FINOL, H. ***Nuevos parámetros a considerarse en el análisis de las selvas vírgenes tropicales.*** *Rev. For. Venez.*, v. 14, n. 21, p. 29-42, 1971.

FORMENTO, S.; SCHORN, L.A.; RAMOS, R.A.B.; Dinâmica estrutural arbórea de uma Floresta Ombrófila Mista em Campo Belo do Sul, SC. **Cerne**. Julho-dezembro, vol. 10, nº02. Universidade Federal de Lavras, p. 196-212, 2004.

FUNPAR - Fundação da Universidade Federal do Paraná para o Desenvolvimento da Ciência, da Tecnologia e da Cultura. **Diagnóstico e monitoramento da cobertura vegetal da área de influência direta e indireta do vazamento de óleo da refinaria Presidente Getúlio Vargas - REPAR**, Araucária / PR: Fase I - Diagnóstico. Curitiba, 2001, 82 p.

GRAMBONE-GUARATINI. M. T.; RODRIGUES, R. R. *Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in South-eastern Brazil*. **Journal of tropical ecology**, n. 18, p. 759-774, 2002.

HARIDASAN, M. Solos de matas de galeria e nutrição mineral de espécies arbóreas em condições naturais. In: RIBEIRO, J. F. **Cerrado: matas de galeria**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 1998. p17-28.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. London: Academic Press, 1977.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. San Diego: Academic Press. 1990.

HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; SILVA, A.C. da; MACHADO, E.L.M.; SANTOS, R.M. dos; PIFANO, D.S.; Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v., n.32, p.417-426, 2008.

HILBERT, D. W; MESSIER, C. *Physical stimulation of trees to study the effects of forest light environment, branch type and branch spacing on light interception and transmission*. **Functional Ecology**, v. 10, p. 777-783, 1996.

HUSCH, B; MILLER, C. I.; BEERS, T. W. **Forest Mensuration**. (3rd Edition). New York: Wiley, 1982. 402 p.

IAP – Instituto Ambiental do Paraná. **Portaria IAP nº074**, de 19 de abril de 2007.

IAPAR - Fundação Instituto Agrônômico do Paraná. Cartas climáticas do Paraná. Londrina, 2000. 1 CD-ROM. Versão 1.0. 2000.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1992. 92p. (Manuais Técnicos em Geociências, n.1)

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. Aspectos ecológicos de um trecho da floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.20, n.2, p.139-153, 1997.

JARENKOW, J. A. **Composição florística e estrutura da Mata com Araucária na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, Rio Grande do Sul**. 1985. 86 f.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1985.

JUNK, W.J. & PIEDADE, M.T.F. *Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse*. **Amazoniana**, v. 12, n. 3/4, p. 467-484, 1993.

KAGEYAMA, P. Y. **Conservação 'in situ' de recursos genéticos de plantas**. IPEF, Piracicaba, n. 35, p. 7-37, 1987.

KING, D.A. *Allometry of saplings and understory trees of a Panamanian forest*. **Functional Ecology**, v. 4, p. 27-32, 1990.

KLEIN, R. M.; HATSCHBACH, G. Fitosionomia e notas para acompanhar a planta fitogeográfica do Município de Curitiba e arredores – Paraná. **Bol. Univ. do Paraná. Geografia Física**, Curitiba, n.4, dez., 1962. p.1-29.

KLEIN, R.M.; HATSCHBACH, G. Fitofisionomia e notas complementares sobre o mapa fitogeográfico de Quero-quero (Paraná). **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, 1970/1971. p. 160-188.

KÖHLER, P.; DITZER, T.; ONG, R. C.; HUTH, A. Comparison of measured and modelled growth on permanent plots in Sabahs rain forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 144, n. 1-3, p. 101-111, 2001.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 5, n. 1, p. 77-86, Feb. 1994.

KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O.; JOLY, C.A. & BERNACCI, L.C. Relação entre solo e a composição florística de remanescente de vegetação natural no município de Ribeirão Preto, SP. **Revista Brasileira de Botânica** 28: p541-562. 2005.

KOHYAMA, T.; TAKADA, T. Recruitment rates in forest plots: Gf estimates using growth rates and size distributions. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 86, n. 4, p. 633-639, 1998.

KUNIYOSHI, Y. S.; Reconhecimento das fases sucessionais da vegetação arbórea. In: **Simpósio sobre Avaliação de Impactos Ambientais**. (1989: Curitiba). Anais. Curitiba: Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, 1989. P. 97-107.

LAMPRECHT, H.; **Silvicultura nos trópicos: Ecosistemas florestais e respectivas espécies arbóreas – possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado.** Rossdorf: TZ-Verl-Ges., 1990, 343p.

LEITE, P.F. **As diferentes unidades fitoecológicas da região sul do Brasil: proposta de classificação.** Curitiba, 1994. 154p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D.; VINCETI, B.; BAKER, T. R.; BROWN, S.; GRAHAM, A. W.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D. W.; LAURANCE, W. F.; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAUDO, A.; NÚÑEZ VARGAS, P.; SONKÉ, B.; SUPARDI, N.; TERBORGH, J. W.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R. **Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary.** *Journal of Ecology*, Oxford, v. 92, n. 6, p. 929-944, 2004.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge v. 3, n. 4. p.347-358, 1987.

LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M.C.M.; Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. *Acta bot. bras.* 21(4): 983-992. 2007.

LIMA, J.A.S.; MENEGUELLI, N.A.; GAZEL FILHO, A.B. & PÉREZ, D.V. 2003. Agrupamento de espécies arbóreas de uma floresta tropical por características de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 38: 109-116.

LOBO, P. C.; JOLY, C. A. Aspectos ecofisiológicos da vegetação de mata ciliar do sudoeste do Brasil. In: RODRIGUES, R. R. ; LEITÃO FILHO, H. F.(Eds.) **Matas ciliares: conservação e recuperação.** 1. ed. São Paulo: Ed. Edusp, 2000. p143-158.

LONGHI, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze., no sul do Brasil.** Curitiba: UFPR, 1980. 198 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 1980.

MACIEL, M. N. M. et al. Efeito da radiação solar na dinâmica de uma floresta. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 4, n. 1, p. 101-114, jan/junho, 2002.

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**, 2a Edição. Curitiba, BADEP/UFPR/IBPT, 1981.

MALUF DE SOUSA, F.; **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas.** Piracicada, 2000. 78p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade de São Paulo.

MANOKARAN, N.; KOCHUMMEN, K. M. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, n. 4, p. 315-330, 1987.

MANTOVANI, W. Conceituação e fatores condicionantes. In: **SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR**, 1., 1989, São Paulo. Anais...Campinas: Ed. Fundação Cargil, 1989. p.11-19.

MARQUES, M.C.M.; SILVA, S.M. & SALINO, A. 2003. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta higrófila da bacia do rio Jacaré-Pepira, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 17: 495-506

MARTÍNEZ-RAMOS, M. Regeneración natural y diversidad de especies arbóreas en selvas húmedas. **Boletín de la Sociedad Botánica de México**, Mexico, v. 54, p. 179-224, 1994.

MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; COLLI, S.; MÜLLER, C. Estudos sobre tolerancia ao alagamento em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: Copyright, 2002. p.133-172.

MELO, F. P. L. de; AGUIAR NETO, A.V.; SIMABUKURO, E.A.; TABARELLI, M.; Recrutamento e estabelecimento de Plântulas. In: FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. (Org.) **GERMINAÇÃO: do básico ao aplicado**. Porto Alegre, Artmed, 2004, p 237-250.

MULLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H.; **Aims and of vegetation ecology**. Wiley & Sons, New York, 1974.

NASCIMENTO, H. E. M.; DIAS, A. da S.; TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M.; Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Rev. Brasil. Biol.**, 59(2): 329-342, setembro, 2008.

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

NEWMAN, R., et al. Soil **Compaction on Forest Plantations following Cattle Use**. **British Columbia**: Ministry of Forest Research Program. Extension Note, v. 34. 1999. 5p.

OSUNKOYA, O. O.; OMAR-ALI, K.; AMIT, N.; DAYAN, J.; DAUD, D. S.; SHENG, T. K. Comparative height-crown allometry and mechanical design in 22 tree species of Kuala Belalong Rainforest, Brunei, Borneo. **American Journal of Botany**, v. 94:, p.1951-1962, 2007.

PASDIORA, A. L. **Florística e fitossociologia de um trecho de floresta ripária em dois compartimentos ambientais no rio Iguaçu**, Paraná, Brasil. 48 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

PHILLIPS, O.L. ; GENTRY, A.H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, v.263, p.954-958, 1994.

PHILLIPS, O. L.; HALL, P.; GENTRY, A. H.; SAWYER, S. A.; VÁSQUEZ, R. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America**, Washington, v. 91, n. 7, p. 2805-2809, 1994.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; COSTA, L. G. S.; REIS, A. Estratégias de estabelecimento de espécies arbóreas e o manejo de florestas tropicais. In: **6º CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO**, 6., 1990, Campos do Jordão. Anais. Campos de Jordão, 1990. p. 676-684.

PINTO, J. R. R. **Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso**. 2002. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília, DF.

PIRES O'-BRIEN, M., J.; O'BRIEN, C., M. **Aspectos evolutivos da fenologia reprodutiva das árvores tropicais**. Belém: FCAP, 1995. 400 p.

PIZATTO, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR: 1995-1998**. 1999. 172 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

PULZ, F.A.; **Estudo da dinâmica e a modelagem de uma Floresta Semidecidual Montana na região de Lavras - MG**. Lavras: UFLA. (Dissertação - Mestrado em Engenharia Florestal). 156p, 1998

RAYOL, B. P.; SILVA, M. F. F da.; ALVINO, F. de O. Dinâmica da regeneração natural de florestas secundárias no município de Capitão Poço, Pará, Brasil. **Amazônia: Ciência & Desenvolvimento**, Belém, v. 2, n.3, p 93-108, 2006.

RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUZA-SILVA, J. C. Cerrado: Caracterização e recuperação de matas de galerias. EMBRAPA: Planaltina. 2001.

RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest: an ecological study**. Cambridge: University Press, 1998. 575 p.

RODERJAN, C.V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y.S.; HATSCHBACH, G.G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. **Revista Ciência & Ambiente**, Santa Maria, N°24 – UFSM. 2002.

RODRIGUES, R. R. Análise estrutural das formações ripárias. In: **SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR**. Campinas, Anais... São Paulo, USP. 1989. p99-119.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Ed. Edusp, 2000. p.159-168.

RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R. R. ; LEITÃO FILHO, H. F.(Eds.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 1. ed. São Paulo: Ed. Edusp, 2000. p101-107.

ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M. Mortalidade e recrutamento de árvores na floresta atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 55, p. 49-69, 1999.

ROLLET, B. **Arquitetura e crescimento das florestas tropicais**. S.1.; 2a ed., 1978.

SALAMUNI, E. **Tectônica da bacia sedimentar de Curitiba (PR)**. Rio Claro, 1998. 211 f. Tese (Doutorado em Geologia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista.

SANQUETTA, C. R. ; DALLA CORTE, A. P. ; EISFELD, R. L. Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de araucária (*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze) no Estado do Paraná, Brasil. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 5, n.1, p. 101-112, 2003.

SANTOS, F. A. M. **Padrão espacial de jovens em relação a adultos de espécies arbóreas de cerrado que ocorrem no Estado de São Paulo**. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 1991.

SANTOS, E. DOS; SOUZA, A. F.; VIEIRA, M. L. Efeito do pastejo na estrutura da vegetação de uma Floresta Estacional Ripícola. *Revista Brasileira de Biociências*, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 171-173, 2007.

SCARANELLO, M.A. da S.; **Dinâmica da comunidade arbórea de floresta ombrófila densa de terras baixas e de restinga do Parque Estadual da Serra do Mar, SP**. Dissertação (mestrado) em Química na Agricultura e Meio Ambiente. Centro de energia nuclear na agricultura da Universidade de São Paulo – USP. Piracicaba, 2010.

SCCOTI, M. S. V. **Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Estacional Decidual, Santa Maria, RS**. 99 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

SCHAAF, L. B.; **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no sul do Paraná.** 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

SCHERER, C.; JARENKOW, J. A. Banco de sementes de espécies arbóreas em floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 1, p. 67-77, 2006.

SCHIAVINI, I.; **Estrutura das comunidades arbóreas de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG).** Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1992.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. **Inventário Florestal.** Lavras: UFLA/FAEPE, 1997.

SILVA, J. N. M. **The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging.** Oxford: University of Oxford, 1989. 302 p. Tese (Doutorado).

SILVA, J. N. M.; LOPES, J. do C. A.; BARROS, P. C. de. Aspectos técnicos relacionados aos projetos de manejo florestal na região de Paragominas. In: **Diagnóstico dos projetos de manejo de reposição florestal no estado do Pará – Fase Paragominas**, Paragominas, 1996. Relatório. Belém: Centro de Pesquisa Agroflorestal da Amazônia Oriental (EMBRAPA-CPATU), 1996, p. 1-15.

SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P.; LOPES, J. C. A.; ALMEIDA, B. F.; COSTA, D. H. M.; OLIVEIRA, L. C.; VANCLAY, J. K.; SKOVSGAARD, J. P. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon after 13 years after logging. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 71, n. 3, p. 267-274, 1995.

SILVA, A. C.; VAN DEN BERG, E.; HIGUCHI, P.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; **Comparação florística de florestas inundáveis das regiões Sudeste e Sul do Brasil.** Revista Brasil. Bot., V.30, n.2, p.257-269, abr.-jun. 2007a.

SILVA, A. J. C.; NOGUEIRA, A. C.; CARPANEZZI, A. A.; GALVÃO, F.; KOZERA, C.; KUNIYOSHI, Y. S.; **Banco de sementes em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista Aluvial, municípios de Araucária e Balsa Nova, PR.** Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu – MG. 2007b.

SOCHER, L. G. **Dinâmica e biomassa aérea de um trecho de Floresta Ombrófila Mista Aluvial no município de Araucária, Paraná.** 101 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2004.

SOLBRIG, O. T.; SOLBRIG, D. J. **Introduction to population biology and evolution.** Massachusetts: Addison-Wesley Publishing, 1979.

SPATHELF, P.; DURLO, M. A. Transition matrix for modeling the dynamics of a subtropical seminatural forest in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 151, n. 1-3, p. 139-149, 2001.

SPURR, S. H.; BARNES, B. V. **Forest Ecology**. 3. ed. New York: J. Wiley & Sons, 1980. 687 p.

STERN, M.; QUESADA, M.; STONER, K. E. **Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermittent Cattle grazing**. *Revista de Biología Tropical*, v.50, n. 3-4, p.1021-1034, 2002.

SUGUIO, K. & BIGARELLA, J.J. **Ambientes fluviais**, 2a Edição. Florianópolis: UFSC, UFPR, 1990.

SWAINE, M.D. & LIEBERMAN, D. 1987. **Note on the calculation of mortality rates**. *Journal of Tropical Ecology* 3:ii-iii.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: A review. **Journal of Tropical Ecology**, v.3, n.4, p.359-366, 1987.

TOREZAN, J.M.D. & SILVEIRA, M. 2002. Fatores ambientais, diversidade e similaridade em florestas da bacia do rio Tibagi. Pp. 125-131. In: M. Medri; E. Bianchini; O.A. Shibatta J.A. & Pimenta. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina.

TROPPEMAIR, H. & MACHADO, M.L.A. 1974. Variação da estrutura da mata galeria na bacia do rio Corumbataí (SP) em relação à água do solo, do tipo de margem e do traçado do rio. **Biogeografia**. 8: 1-128.

UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, H.; MURPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazonian Basin. **Journal of Ecology**, v. 69, p. 631-649, 1981.

VACCARO, S. **Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual, no município de Santa Tereza – RS**. Santa Maria: UFSM, 1997. 92 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Florestais, Universidade Federal de Santa Maria, 1997.

VAN DEN BERG, E.; SANTOS, M. dos.; CASTRO, G.C. de.; FERREIRA, C.A.; Estrutura do componente arbóreo de uma floresta de galeria aluvial em Poços de Calda, MG. **Revista Brasileira de Biociências**. Porto Alegre. v.5 supl. 1, p. 150-152, julho, 2007.

VANCLAY, J.K. **Modelling forest growth and yield – applications to mixed tropical forests**. Wallingford: CAB International, 1994. 312 p.

VEBLEN, T. T. Regeneration dynamics. In: **Plant Succession**. Theory and prediction. London: Chapman and Hall, p. 153-187. 1992.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro, 1991, 124p.

VIEIRA, I. C. G. **Forest succession after shifting cultivation in eastern Amazonia**. 205 f. Thesis (Doctor of Philosophy) - University of Stirling, Scotland, 1996.

VILELA, E.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; GUILHERME, F. A. G.; APPOLINÁRIO, V. Caracterização estrutural de uma floresta ripária do alto rio Grande, em Madre de Deus de Minas, MG. **Revista Cerne**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 41-54, 2000.

WALTER, H. **Ecology of tropical and subtropical vegetation**. Edinburg: Oliver & Boyd, 1971, p. 1-29.

WATLEY, J. M.; WATLEY, F. R. **A luz e a vida das plantas**. São Paulo. EPU-EDSP, 1982. (Temas de Biologia, 30).

WATKINSON, A. R. Plant population dynamics. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). **Plant ecology**. 2. ed. London: Blackwell Science, 1997. p. 325-358.

WHITMORE, T.C.; **Introduction to tropical rain forests**. Oxford: Clarendon Press, 1989. 226p.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 3. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1996.

ZILLER, S. As formações vegetais da área de influência do futuro reservatório do rio Iraí – Piraquara/Quatro Barras – PR: uma avaliação dos impactos da construção da barragem. Curitiba: Convênio GTZ/PIAB, 1993. 93p.

WYCKOFF, P. H.; CLARK, J. S. The relationship between growth and mortality for seven co-occurring tree species in the southern Appalachian Mountains. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 90, n. 4, p. 604-615, 2002.

ANEXOS

Tabela 26 - Espécies recrutadas por ano e seus valores de área basal

2003					
Espécie	Família	Grupo ecológico	g	G/ha	%
<i>Sebastiania commersoniana</i>	Euphorbiaceae	1	0,014881	0,074405	43,62
<i>Allophylus edulis</i>	Sapindaceae	2	0,008194	0,040968	24,02
<i>Machaerium stipitatum</i>	Fabaceae	3	0,002578	0,012892	7,56
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	Myrtaceae	2	0,002437	0,012185	7,14
<i>Myrceugenia glaucescens</i>	Myrtaceae	3	0,0023	0,011499	6,74
<i>Eugenia uruguayensis</i>	Myrtaceae	2	0,001937	0,009683	5,68
<i>Guettarda uruguensis</i>	Rubiaceae	3	0,00179	0,008952	5,25
TOTAL			0,034117	0,170583	100
2006					
Espécie	Família	Grupo ecológico	g	G/ha	%
<i>Sebastiania commersoniana</i>	Euphorbiaceae	1	0,014568	0,072841	55,2
<i>Eugenia uniflora</i>	Myrtaceae	2	0,003702	0,018512	14,03
<i>Ligustrum lucidum</i>	Oleaceae	3	0,002578	0,012892	9,77
<i>Allophylus edulis</i>	Sapindaceae	2	0,001912	0,009559	7,24
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	Salicaceae	2	0,001839	0,009193	6,97
<i>Myrrhinium loranthoides</i>	Myrtaceae	2	0,00179	0,008952	6,78
TOTAL			0,02639	0,131949	100
2008					
Espécie	Família	Grupo ecológico	g	G/ha	%
<i>Sebastiania commersoniana</i>	Euphorbiaceae	1	0,011252	0,056261	46,14
<i>Allophylus edulis</i>	Sapindaceae	2	0,001912	0,009559	4,99
<i>Casearia decandra</i>	Salicaceae	2	0,001839	0,009193	4,8
<i>Scutia buxifolia</i>	Rhamnaceae	2	0,00179	0,008952	4,67
TOTAL			0,0383	0,191499	100
2010					
Espécie	Família	Grupo ecológico	g	G/ha	%
<i>Sebastiania commersoniana</i>	Euphorbiaceae	1	0,01052	0,05258	29,18
<i>Eugenia uniflora</i>	Myrtaceae	2	0,00667	0,033353	18,51
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	Myrtaceae	2	0,00579	0,028945	16,06
<i>Guettarda uruguensis</i>	Rubiaceae	3	0,00541	0,027071	15,02
<i>Casearia decandra</i>	Salicaceae	2	0,00383	0,019126	10,61
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	Euphorbiaceae	1	0,00204	0,010186	5,65
<i>Allophylus edulis</i>	Sapindaceae	2	0,00179	0,008952	4,97
TOTAL			0,036043	0,180213	100

Grupo ecológico: 1 – Pioneira / 2 - Não pioneira climática tolerante a sombra / 3 - Não Pioneira climática exigente em luz

Tabela 28 – Valores absolutos dos parâmetros fitossociológicos por indivíduo

Nº	Espécies	Nº de indivíduos (2000m ²)					Densidade Absoluta / ha					Dominância Absoluta / ha					Frequência Absoluta				
		2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010
1	<i>Sebastiania commersoniana</i>	334	332	325	328	318	1670	1660	1625	1640	1590	31,14	32,15	33,74	34,87	34,80	100	100	100	100	100
2	<i>Allophylus edulis</i>	38	41	41	42	44	190	205	205	210	220	1,76	1,70	1,86	1,96	2,22	75	80	75	80	80
3	<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	25	25	26	26	28	125	125	130	130	140	0,72	0,77	0,90	0,95	0,98	60	60	60	60	60
4	<i>Schinus terebinthifolius</i>	19	17	14	14	15	95	85	70	70	75	3,19	3,17	2,91	2,98	3,04	55	45	35	35	40
5	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	9	9	9	9	9	45	45	45	45	45	1,36	1,42	1,58	1,67	1,69	30	30	30	30	30
6	<i>Myrceugenia glaucescens</i>	24	16	14	12	10	120	80	70	60	50	1,56	1,04	0,91	0,77	0,67	55	40	35	35	30
7	<i>Guettarda uruguensis</i>	10	11	10	9	11	50	55	50	45	55	0,19	0,20	0,19	0,19	0,22	30	30	25	20	30
8	<i>Lithraea brasiliensis</i>	6	6	6	6	6	30	30	30	30	30	0,42	0,47	0,52	0,56	0,59	25	25	25	25	25
9	<i>Eugenia uniflora</i>	2	2	4	4	7	10	10	20	20	35	0,02	0,03	0,05	0,07	0,15	10	10	20	20	25
10	<i>Luehea divaricata</i>	2	2	2	2	2	10	10	10	10	10	0,71	0,83	0,98	1,13	1,20	10	10	10	10	10
11	<i>Scutia buxifolia</i>	4	4	4	5	5	20	20	20	25	25	0,08	0,08	0,08	0,07	0,08	15	15	15	20	20
12	<i>Casearia decandra</i>	2	2	2	3	4	10	10	10	15	20	0,03	0,03	0,03	0,05	0,06	10	10	10	15	20
13	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	3	3	3	3	3	15	15	15	15	15	0,37	0,42	0,45	0,50	0,52	15	15	15	15	15
14	<i>Hovenia dulcis</i>	3	3	3	3	3	15	15	15	15	15	0,23	0,33	0,47	0,58	0,64	10	10	10	10	10
15	<i>Ligustrum lucidum</i>	2	2	3	3	3	10	10	15	15	15	0,14	0,21	0,34	0,48	0,55	10	10	10	10	10
16	<i>Machaerium stipitatum</i>	3	3	3	3	3	15	15	15	15	15	0,05	0,06	0,03	0,03	0,03	15	15	15	15	15
17	<i>Machaerium brasiliense</i>	6	6	6	6	5	30	30	30	30	25	0,10	0,10	0,11	0,11	0,08	10	10	10	10	10
18	<i>Machaerium paraguariense</i>	3	3	3	3	3	15	15	15	15	15	0,15	0,16	0,17	0,18	0,19	10	10	10	10	10
19	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	3	3	3	3	3	15	15	15	15	15	0,03	0,03	0,04	0,04	0,03	10	10	10	10	10
20	<i>Myrciaria tenella</i>	3	3	3	2	2	15	15	15	10	10	0,03	0,04	0,04	0,05	0,08	15	15	15	10	10
21	<i>Dalbergia frutescens</i>	2	2	2	2	2	10	10	10	10	10	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	10	10	10	10	10
22	<i>Inga marginata</i>	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5	0,05	0,06	0,08	0,08	0,08	5	5	5	5	5
23	<i>Myrcianthes gigantea</i>	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	5	5	5	5	5
24	<i>Prunus sellowii</i>	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	5	5	5	5	5
25	<i>Vitex megapotamica</i>	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	5	5	5	5	5
26	<i>Calyptanthes concinna</i>	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	5	5	5	5	5
27	<i>Eugenia uruguayensis</i>	1	2	2	2	1	5	10	10	10	5	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	5	10	10	10	5
28	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	1	0	1	0	1	5	0	5	0	5	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	5	0	5	0	5
29	<i>Syagrus romanzofiana</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0	0	0	0	0
30	<i>Trichilia elegans</i>	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	5	0	0	0	0
	Subtotal	511	502	494	495	494	2555	2510	2470	2475	2470	42,49	43,46	45,63	47,53	48,12	620	595	585	585	605

Tabela 30 – Incremento em área basal por espécie e por período.

ESPÉCIES	Incremento (m ²) G/2000 m ²					Incremento (m ²) G/ha/período					% Incremento				
	2003- 2001	2006- 2003	2008- 2006	2010- 2008	2010- 2001	2003- 2001	2006- 2003	2008- 2006	2010- 2008	2010- 2001	2003- 2001	2006- 2003	2008- 2006	2010- 2008	2010- 2001
<i>Sebastiania commersoniana</i>	0,275	0,435	0,231	0,093	1,033	0,687	0,725	0,578	0,232	0,574	62,71	66,42	60,77	49,74	62,27
<i>Allophylus edulis</i>	0,014	0,034	0,018	0,006	0,072	0,034	0,056	0,045	0,015	0,040	3,14	5,14	4,71	3,31	4,31
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	0,007	0,014	0,004	0,005	0,029	0,017	0,023	0,009	0,013	0,016	1,55	2,14	0,91	2,68	1,76
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0,036	0,030	0,007	0,006	0,079	0,090	0,051	0,018	0,014	0,044	8,20	4,63	1,84	2,99	4,75
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	0,018	0,023	0,011	0,019	0,072	0,046	0,039	0,027	0,047	0,040	4,20	3,58	2,86	10,13	4,31
<i>Myrceugenia glaucescens</i>	0,004	0,009	0,004	0,002	0,019	0,009	0,015	0,011	0,005	0,010	0,84	1,33	1,16	1,01	1,13
<i>Guettarda uruguensis</i>	0,002	0,002	0,001	0,000	0,005	0,004	0,004	0,002	0,001	0,003	0,38	0,37	0,22	0,16	0,32
<i>Eugenia uniflora</i>	0,001	0,001	0,002	0,000	0,004	0,002	0,002	0,004	0,000	0,002	0,20	0,16	0,43	0,02	0,22
<i>Lithraea brasiliensis</i>	0,010	0,008	0,008	0,006	0,032	0,025	0,014	0,021	0,014	0,018	2,25	1,27	2,22	3,06	1,95
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0,009	0,007	0,010	0,004	0,030	0,022	0,012	0,024	0,010	0,016	1,99	1,13	2,51	2,09	1,78
<i>Luehea divaricata</i>	0,024	0,030	0,030	0,015	0,098	0,060	0,050	0,074	0,036	0,055	5,47	4,62	7,77	7,79	5,92
<i>Scutia buxifolia</i>	0,000	0,001	-0,001	0,001	0,000	0,000	0,002	-0,003	0,001	0,000	0,00	0,15	-0,29	0,25	0,02
<i>Casearia decandra</i>	0,001	0,001	0,001	0,000	0,003	0,001	0,001	0,003	0,000	0,001	0,13	0,12	0,27	0,07	0,15
<i>Hovenia dulcis</i>	0,020	0,027	0,022	0,013	0,082	0,049	0,045	0,056	0,033	0,045	4,49	4,08	5,84	7,08	4,93
<i>Ligustrum lucidum</i>	0,014	0,022	0,028	0,014	0,078	0,034	0,037	0,069	0,036	0,043	3,10	3,42	7,27	7,67	4,70
<i>Machaerium stipitatum</i>	0,001	0,000	0,001	0,000	0,002	0,001	0,000	0,002	0,001	0,001	0,12	0,00	0,16	0,20	0,09
<i>Machaerium paraguariense</i>	0,001	0,002	0,003	0,001	0,007	0,003	0,004	0,007	0,003	0,004	0,28	0,36	0,68	0,63	0,44
<i>Machaerium brasiliense</i>	0,000	0,001	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	-0,001	0,000	0,000	0,03	0,08	-0,07	0,05	0,03
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,04	0,06	0,02	0,10	0,05
<i>Myrciaria tenella</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,09	0,05	-0,03	0,02	0,04
<i>Dalbergia frutescens</i>	0,000	0,001	0,001	0,001	0,002	0,000	0,001	0,002	0,001	0,001	0,01	0,12	0,22	0,27	0,13
<i>Inga marginata</i>	0,002	0,003	0,001	0,000	0,007	0,005	0,006	0,004	0,001	0,004	0,45	0,51	0,37	0,20	0,43
<i>Myrcianthes gigantea</i>	0,000	0,001	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,003	0,001	0,001	0,04	0,09	0,27	0,28	0,14
<i>Prunus sellowii</i>	0,001	0,001	0,000	0,000	0,002	0,002	0,001	0,001	0,000	0,001	0,14	0,09	0,05	0,05	0,09
<i>Vitex megapotamica</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	-0,001	0,000	0,000	0,04	0,05	-0,09	0,09	0,02
<i>Calyptanthes concinna</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,03	0,03	-0,03	0,06	0,02
<i>Eugenia uruguayensis</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	-0,001	0,000	0,000	0,10	0,00	-0,06	0,03	0,01
TOTAL	0,438	0,655	0,380	0,186	1,659	1,095	1,091	0,951	0,466	0,922	100	100	100	100	100

Tabela 31 – Incremento em diâmetro por espécie para cada intervalo.

Espécies	DAP médio					Incremento Periódico (DAP médio)				Incremento Corrente Anual (DAP médio)			
	2001	2003	2006	2008	2010	2003	2006	2008	2010	2001-2003	2003-2006	2006-2008	2008-2010
<i>Ligustrum lucidum</i>	12,57	15,85	19,91	23,95	25,86	3,2786	4,0585	4,0425	1,9099	1,6393	1,3528	2,0213	0,9549
<i>Hovenia dulcis</i>	13,26	15,48	18,14	20,26	21,25	2,2176	2,6632	2,1115	0,9974	1,1088	0,8877	1,0557	0,4987
<i>Luehea divaricata</i>	20,61	22,27	24,07	25,75	26,52	1,6632	1,7985	1,6791	0,7719	0,8316	0,5995	0,8395	0,3860
<i>Lithraea brasiliensis</i>	13,18	13,93	14,53	15,07	15,46	0,7533	0,5942	0,5464	0,3926	0,3767	0,1981	0,2732	0,1963
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	12,15	12,81	13,34	14,05	14,30	0,6578	0,5358	0,7056	0,2546	0,3289	0,1786	0,3528	0,1273
<i>Dalbergia frutescens</i>	5,36	5,38	5,81	6,22	6,45	0,0159	0,4297	0,4138	0,2228	0,0080	0,1432	0,2069	0,1114
<i>Machaerium stipitatum</i>	5,73	6,00	6,00	6,30	6,49	0,2706	0,0000	0,3024	0,1910	0,1353	0,0000	0,1512	0,0955
<i>Inga marginata</i>	11,14	12,22	13,85	14,48	14,64	1,0823	1,6234	0,6366	0,1592	0,5411	0,5411	0,3183	0,0796
<i>Vitex megapotamica</i>	6,84	7,00	7,32	7,00	7,16	0,1592	0,3183	-0,3183	0,1592	0,0796	0,1061	-0,1592	0,0796
<i>Myrcianthes gigantea</i>	7,80	7,88	8,09	8,44	8,56	0,0796	0,2069	0,3501	0,1273	0,0398	0,0690	0,1751	0,0637
<i>Calyptanthus concinna</i>	5,73	5,86	6,05	5,92	6,05	0,1273	0,1910	-0,1273	0,1273	0,0637	0,0637	-0,0637	0,0637
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	6,56	6,72	7,00	7,05	7,16	0,1623	0,2761	0,0509	0,1130	0,0812	0,0920	0,0255	0,0565
<i>Scutia buxifolia</i>	5,68	5,68	5,90	5,67	5,77	0,0000	0,2228	-0,2355	0,1019	0,0000	0,0743	-0,1178	0,0509
<i>Prunus sellowii</i>	7,32	7,83	8,28	8,44	8,50	0,5093	0,4456	0,1592	0,0637	0,2546	0,1485	0,0796	0,0318
<i>Eugenia uruguayensis</i>	4,77	5,32	5,32	5,03	5,09	0,5411	0,0000	-0,2865	0,0637	0,2706	0,0000	-0,1432	0,0318
<i>Myrceugenia glaucescens</i>	10,31	10,45	10,75	10,88	10,93	0,1393	0,3024	0,1293	0,0477	0,0696	0,1008	0,0647	0,0239
<i>Sebastiania commersoniana</i>	11,52	11,76	12,13	12,30	12,37	0,2410	0,3726	0,1674	0,0711	0,1205	0,1242	0,0837	0,0356
<i>Myrciaria tenella</i>	5,41	5,67	5,87	5,81	5,83	0,2546	0,2069	-0,0637	0,0159	0,1273	0,0690	-0,0318	0,0080
<i>Eugenia uniflora</i>	5,25	5,76	6,30	7,08	7,10	0,5093	0,5411	0,7799	0,0159	0,2546	0,1804	0,3899	0,0080
<i>Machaerium paraguariense</i>	10,66	10,82	11,14	11,51	11,51	0,1592	0,3183	0,3714	0,0000	0,0796	0,1061	0,1857	0,0000
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	5,01	5,11	5,33	5,38	5,49	0,0955	0,2228	0,0477	0,1114	0,0477	0,0743	0,0239	0,0557
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	13,62	14,53	15,11	15,33	15,73	0,9019	0,5836	0,2186	0,4053	0,4509	0,1945	0,1093	0,2027
<i>Allophylus edulis</i>	8,85	9,07	9,45	9,65	9,75	0,2133	0,3860	0,1998	0,0941	0,1067	0,1287	0,0999	0,0471
<i>Guettarda uruguensis</i>	5,86	6,00	6,18	6,25	6,27	0,1371	0,1812	0,0710	0,0196	0,0686	0,0604	0,0355	0,0098
<i>Machaerium brasiliense</i>	6,26	6,28	6,36	6,32	6,34	0,0191	0,0828	-0,0446	0,0255	0,0095	0,0276	-0,0223	0,0127
<i>Casearia decandra</i>	5,73	6,03	6,43	6,89	6,96	0,3024	0,3979	0,4615	0,0637	0,1512	0,1326	0,2308	0,0318
<i>Schinus terebinthifolius</i>	17,47	18,32	18,75	18,84	18,93	0,8419	0,4315	0,0973	0,0884	0,4209	0,1438	0,0486	0,0442
Média total	10,97	11,25	11,64	11,84	11,94	0,2754	0,3966	0,1945	0,1001	0,1377	0,1322	0,0973	0,0501

Tabela 32 – Número de fustes por espécie entre os anos de 2001 a 2010

		Considerando todos os FUSTES									
		ordem decrescente ano 2010									
		Nº fustes/2000 m ²					Nº fustes/ha				
Nº	Espécies	2001	2003	2006	2008	2010	2001	2003	2006	2008	2010
1	<i>Sebastiania commersoniana</i>	545	537	520	521	507	2725	2685	2600	2605	2535
2	<i>Allophylus edulis</i>	50	52	52	53	56	250	260	260	265	280
3	<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	41	42	44	44	46	205	210	220	220	230
4	<i>Schinus terebinthifolius</i>	29	23	20	19	20	145	115	100	95	100
5	<i>Myrceugenia glaucescens</i>	49	27	23	19	16	245	135	115	95	80
6	<i>Guettarda uruguensis</i>	14	15	14	13	16	70	75	70	65	80
7	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	16	15	15	15	15	80	75	75	75	75
8	<i>Eugenia uniflora</i>	2	2	4	4	8	10	10	20	20	40
9	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	6	6	6	6	6	30	30	30	30	30
10	<i>Lithraea brasiliensis</i>	6	6	6	6	6	30	30	30	30	30
11	<i>Scutia buxifolia</i>	6	6	6	6	6	30	30	30	30	30
12	<i>Machaerium brasiliense</i>	6	6	6	6	5	30	30	30	30	25
13	<i>Luehea divaricata</i>	4	4	4	4	4	20	20	20	20	20
14	<i>Casearia decandra</i>	2	2	2	3	4	10	10	10	15	20
15	<i>Hovenia dulcis</i>	3	3	3	3	3	15	15	15	15	15
16	<i>Machaerium paraguariense</i>	3	3	3	3	3	15	15	15	15	15
17	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	3	3	3	3	3	15	15	15	15	15
18	<i>Machaerium stipitatum</i>	3	4	3	3	3	15	20	15	15	15
19	<i>Ligustrum lucidum</i>	2	2	3	3	3	10	10	15	15	15
20	<i>Myrciaria tenella</i>	3	3	3	2	2	15	15	15	10	10
21	<i>Dalbergia frutescens</i>	2	2	2	2	2	10	10	10	10	10
22	<i>Myrcianthes gigantea</i>	2	2	2	2	2	10	10	10	10	10
23	<i>Inga marginata</i>	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5
24	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	1	0	1	0	1	5	0	5	0	5
25	<i>Vitex megapotamica</i>	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5
26	<i>Eugenia uruguayensis</i>	1	2	2	2	1	5	10	10	10	5
27	<i>Calyptanthes concinna</i>	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5
28	<i>Syagrus romanzofiana</i>	2	0	0	0	1	10	0	0	0	5
29	<i>Prunus sellowii</i>	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5
30	<i>Trichilia elegans</i>	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0
Subtotal		806	771	751	746	743	4030	3855	3755	3730	3715

Tabela 33 – Correlação simples entre fatores abióticos e bióticos de *Myrceugenia glaucescens*

	Média lençol	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação	Densidade <i>Myrceugenia glaucescens</i> (2001)	DAP médio <i>Myrceugenia glaucescens</i> (2001)	Área Basal <i>Myrceugenia glaucescens</i> (2001)
Média lençol	--	0,4087 (20) 0,0736	-,06214 (20) 0,0035	-0,2471 (20) 0,2936	-0,4255 (20) 0,2936	-0,3640 (20) 0,1146
Desvio Padrão	0,4087 (20) 0,0736	--	0,3774 (20) 0,1009	0,5019 (20) 0,0241	0,1542 (20) 0,5162	0,1879 (20) 0,4277
Coefficiente de Variação	-,06214 (20) 0,0035	0,3774 (20) 0,1009	--	0,5693 (20) 0,0088	0,4809 (20) 0,0318	0,4482 (20) 0,0475
Densidade <i>Myrceugenia glaucescens</i> (2001)	-0,2471 (20) 0,2936	0,5019 (20) 0,0241	0,5693 (20) 0,0088	--	0,7484 (20) 0,0001	0,7004 (20) 0,0006
DAP médio <i>Myrceugenia glaucescens</i> (2001)	-0,4255 (20) 0,2936	0,1542 (20) 0,5162	0,4809 (20) 0,0318	0,7484 (20) 0,0001	--	0,9642 (20) 0,0000
Área Basal <i>Myrceugenia glaucescens</i> (2001)	-0,3640 (20) 0,1146	0,1879 (20) 0,4277	0,4482 (20) 0,0475	0,7484 (20) 0,0006	0,9642 (20) 0,0000	--

Para entendimento dos gráficos abaixo, o valor zero representa o nível do solo e os valores negativos indicam a altura do lençol freático acima do solo.

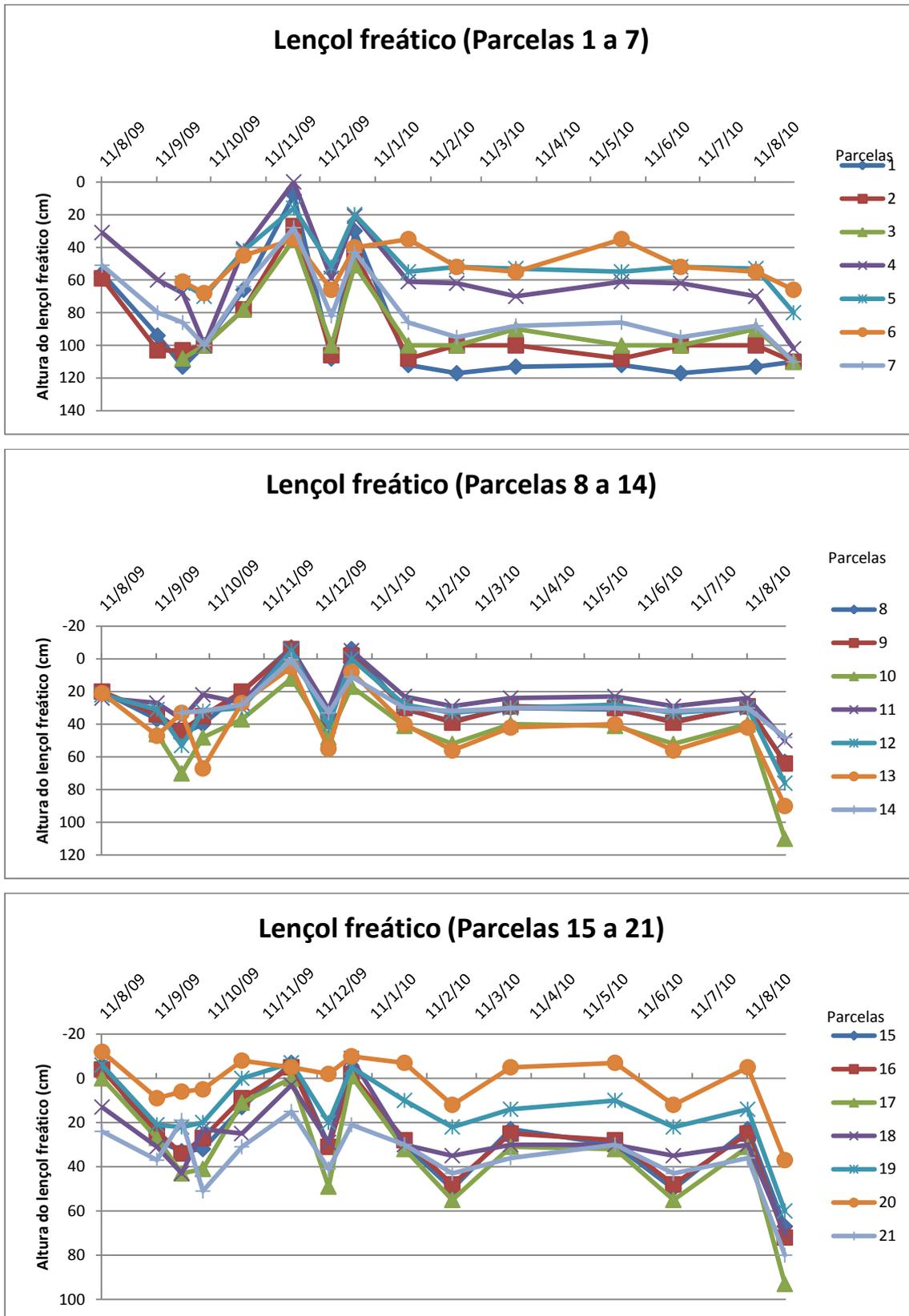


Figura 31 – Variação do lençol freático nas parcelas em 2010