UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS

Diana Damasceno Barreto Valeriano

Dinâmica da Floresta Ombrófila Mista Alto Montana, Campos do Jordão, SP

São Paulo
2010

Diana Damasceno Barreto Valeriano

Dinâmica da Floresta Ombrófila Mista Altomontana, Campos do Jordão, São Paulo

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Doutor em Ciências, na Área de Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Waldir Mantovani

Co-orientador: Dr. Eduardo Pereira Cabral Gomes

São Paulo

2010

Ficha Catalográfica

Valeriano, Diana Damasceno Barreto

Dinâmica da Floresta Ombrófila Mista Altomontana, Campos do Jordão, São Paulo.

176 páginas

Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.

1. Dinâmica de Florestas 2. Populações Arbóreas

3. Floresta Ombrófila Mista

I. Universidade de São Paulo.Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof. Dr. Waldir Mantovani

Orientador

Dedicatória

Aos meus amores

Dalton, Luana, Maya

e Minha Mãe Célia (*in memoriam*)

Epígrafe

Bosque

Hora verde, hora esplêndida! Voltei a dizer sim

ao pertencente silêncio, ao oxigênio verde,

à aveleira rota pelas chuvas de então,

ao pavilhão de orgulho que assume a araucária,

a mim mesmo, a meu canto cantado pelos pássaros.

Escutem, é o trino repetido, o cristal

que a puro céu clama, combate, modifica,

é um fio que a água, a flauta e a platina

mantém no ar, de ramo em ramo puro,

é o jogo simétrico da terra que canta,

é a estrofe que cai como uma gota de água.

Pablo Neruda

"A natureza usa somente os fios mais longos para tecer seus padrões, para que cada pequeno pedaço de seu tecido revele a organização da tapeçaria".

Richard P. Feynman

Agradecimentos

Este trabalho foi realizado em duas etapas, com 20 anos de intervalo, e envolveu muitas pessoas e instituições a quem apresento meu reconhecimento e gratidão:

Waldir Mantovani e Eduardo Pereira Cabral Gomes, meus orientadores, que acompanham este trabalho desde a sua fase inicial em 1987. Waldir me orientou no Mestrado, não concluído, e me ofereceu a oportunidade de retomar o trabalho, agora como projeto de Doutorado. Agradeço agora ao Dr. Waldir Mantovani que com sua sólida formação teórica me ajudou, através de seus questionamentos e sugestões, a formalizar o que eu sabia, e tinha dificuldade de colocar no texto. Edu, de colega de Mestrado tornou-se amigo e de amigo, orientador. Ajudou-me sempre que solicitado, com paciência, bom humor e rapidez. Mesmo em suas merecidas férias de Natal não deixou de mandar seus comentários e sugestões, lá da Espanha, para cada capítulo enviado.

Ao Departamento de Ecologia, na pessoa da Dra. Astrid Kleinert que, quando precisei, me socorreu com seriedade e competência. Aos professores que no passado e no presente ajudaram a construir minha formação profissional. À Bernadete e à Dalva, que me atenderam e ajudaram com atenção e carinho.

Ao Instituto Florestal de São Paulo pela autorização para o desenvolvimento desta pesquisa, no Parque Estadual de Campos do Jordão, nos dois momentos. Dra. Maria de Jesus Robim, diretora do Parque em 1988, Dr. Marco Antônio Pupio Marcondes em 2008, e no presente a gestora do Parque Dra. Célia Serrano, que buscaram atender minhas solicitações, proporcionaram alojamento e funcionário para acompanhamento no campo. Aos funcionários do Parque sempre solícitos e prontos para ajudar, agradeço. Aos pesquisadores do herbário, João Aurélio Pastore, Osny Tadeu Aguiar e Dr. João Batista Baitello que ajudaram no passado a identificar o material botânico.

Anésio Dias Pereira, funcionário do Parque Estadual de Campos do Jordão, meu auxiliar de campo e amigo, que participou desta empreitada desde 1988. Trabalha duro, conhece a mata como poucos e é divertido. Demos boas risadas, principalmente quando o cansaço nos torna mais bobos e rir é sempre melhor. Tive o prazer e a sorte de tê-lo como ajudante nas duas campanhas de campo.

À Dra.Maria Margarida da Rocha Fiúza de Melo que me recebeu em sua casa e abriu as portas do Instituto de Botânica, no nome de quem agradeço aos pesquisadores do Instituto que no passado auxiliaram na identificação do material botânico.

À Fapesp pelo Auxílio à Pesquisa concedido ao Dr. Waldir Mantovani que financiou o projeto de pesquisa do presente– Processo 2007/54644-5.

À Dra. Marisa Dantas Bitencourt, amiga querida, que no passado me apresentou aos professores e ajudou a abrir esta porta na USP. No presente me acolheu em sua casa, no seu laboratório, ouviu meus lamentos com paciência e também me encorajou nesta jornada. Às Dras. Silvana Amaral Kampel e Lúbia Vinhas, do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, por suas instruções com o Spring e à Dra. Silvana por me mostrar as possibilidades de análise espacial ("meninas" me aguardem). À minha mais nova amiga Dra.Cristina Bestetti Costa pelo encorajamento sempre e apoio no dia da qualificação. Aos amigos Lígia Mello e Fernando Pires que na época do mestrado me acolheram e me mostraram um pouco de São Paulo, me ensinando a gostar da "poesia concreta das suas esquinas". À Bia Woisky, companheira de alojamento em Campos do Jordão, que tornou a estada em 1988 mais divertida.

Ao Dalton meu companheiro de vida e de trabalho, que não me deixou desistir, trabalhou duro como "peão" no trabalho de campo e me ajudou a enxergar a "minha" floresta de forma menos apaixonada. Sempre me lembrando que o que eu queria ver, nem sempre era o que os dados me mostravam. À minha filha Luana, Bióloga e Artista Plástica, que trabalhou duro no campo, ajudou na formatação final do documento e fez a linda capa deste volume. À minha filha Maya, que de longe torcia, iniciou sua pós em História na mesma época que eu iniciei o doutorado e conhece as agruras e prazeres do processo. Já é mestre. Amo vocês e sou muito grata por tudo que vocês fizeram e fazem por mim.

Aos meus pais que sempre valorizaram o estudo, meu pai sem curso superior, ajudou, com estímulo e financiamento, a formar minha mãe e sete dos seus nove filhos; minha mãe com seu exemplo, ao buscar o caminho dos livros e se tornar uma profissional de excelência. Aos meus irmãos queridos, cunhados e sobrinhos agradeço o amor que me dedicam e que me torna uma pessoa melhor. A toda minha família e aos amigos que sabem da importância deste trabalho para mim e torcem de longe.

Agradeço no fim, mas a ordem aqui não diz nada, aos meus sogros, Ana e Dalton, que respeitaram minhas escolhas, ajudaram a cuidar das meninas quando pequenas e sempre apoiaram meu trabalho.

Nunca entendi quem usa este espaço para fazer um tratado e acabei fazendo. Deve ser parte do alívio de terminar uma etapa e saber que podemos retornar ao mundo dos normais. Voltar a ter prazer no lazer sem a culpa de não estar trabalhando na tese, voltar a ler Neruda, Pessoa, Bandeira, ou simplesmente **não ler**.

Índice

Índice de figuras.....ix

Índice de tabelas.....xiii

Índice de Anexos.....xvii

Resumo.....xix

Abstract.....xx

Capítulo 1. Introdução Geral

1.1. Dinâmica de Florestas.....02

1.2. Florestas Montanas.....05

1.3. Florestas Monodominantes nos Trópicos e Subtrópicos.....06

Referências Bibliográficas.....09

Capítulo 2. Material e Métodos

2.1. Objeto de Estudo - FOM na Região Sudeste do Brasil.....17

A. Aspectos Biogeográficos.....17

B. Aspectos Florísticos.....20

C. Aspectos Dinâmicos.....21

2.2. Área de Estudo – Parque Estadual de Campos do Jordão.....24

A. Aspectos Físicos.....24

B. Aspectos Bióticos – Vegetação.....27

2.3. Procedimentos de campo.....28

Referências Bibliográficas.....31

Capítulo 3. Dinâmica Estrutural e Florística do Componente Arbóreo em Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP, Brasil

Resumo.....39

Abstract.....40

3.1. Introdução.....41

3.2. Material e Métodos.....44

3.3. Resultados.....48

3.4. Discussão.....62

Referências Bibliográficas.....70

Capítulo 4. Dinâmica das Populações Arbóreas Dominantes em Área de Floresta Ombrófila Mista, Parque Estadual de Campos do Jordão, SP

Resumo.....80

Abstract.....81

4.1. Introdução.....82

4.2. Material e Métodos.....85

4.3. Resultados.....87

4.4. Discussão.....96

Referências Bibliográficas.....102

Capítulo 5. Dinâmica da Estrutura Horizontal do Componente Arbóreo em Área de Floresta Ombrófila Mista, Parque Estadual de Campos do Jordão, SP

Resumo.....109

Abstract.....110

5.1. Introdução.....111

5.2. Material e Métodos.....114

5.3. Resultados.....118

5.4. Discussão.....130

Referências Bibliográficas.....135

Capítulo 6. Conclusão

6.1. Conclusão.....141

Referências Bibliográficas.....147

Índice de Figuras

Figura 2.1. Distribuição do gênero *Araucaria* De Jussieu na América do Sul, no leste da Austrália e nas ilhas no Sudoeste do Pacífico.....18

Figura 2.2. Área de distribuição da Floresta Ombrófila Mista, adaptado de Hueck (1953).....20

Figura 2.3. Localização da área de estudo na região sudeste do Brasil. Imagem TM Landsat (2003) com o limite do Parque Estadual de Campos do Jordão, SP; fotografia aérea ortorretificada das áreas de floresta e campos de altitude no PECJ (2005); e fotografia panorâmica da área amostral (2008). Coordenadas geográficas do centro da parcela: longitude: 45°:28':49" O; latitude:. 22°:41':78" S. (símbolos amarelos indicam a posição aproximada da área amostral).....30

Figura 2.4. Forma da área amostral total com a divisão e numeração das parcelas de 10 x 25 m.....30

Figura 3.1. Espécies que apresentaram os vinte maiores valores de cobertura na sinúsia arbórea, em 1988 e 2008, em trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP. As espécies grifadas apresentam as principais mudanças entre os dois inventários.....50

Figura 3.2. Diagrama de Whittaker, ou de dominância, mostrando a semelhança entre as abundâncias encontradas nos inventários de 1988 e 2008, em trechos de Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.....51

Figura 3.3. Diagrama de dispersão com dados de abundância das populações presentes nos dois inventários (1988 e 2008) em trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP. ◆ = populações; linha sólida = relação 1:1; 1 = *Gomidesia sellowiana*; 2 = *Drymis brasiliensis*; 3 = *Myrceugenia miersiana*; 4 = *Rudgea jasminoides*; 5 = *Siphoneugena reitzii*.....52

Figura 3.4. Espécies que apresentaram os dez maiores valores de cobertura no componente dominante da sinúsia arbórea, em 1988 e 2008, em trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP.....55

Figura 3.5. Diagrama de dispersão com dados de abundância para as populações do estrato dominante presentes nos inventários de 1988 e 2008, em trecho da Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP. ◆ = populações; linha sólida = relação1:1.....57

Figura 3.6. Espécies que apresentaram os vinte maiores valores de cobertura no submata da sinúsia arbórea, em 1988 e 2008, em trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP. As espécies grifadas representam as que subiram de posição no grupo das 20 espécies com maior VC em 2008.....59

Figura 3.7. Diagrama de dispersão com dados de abundância para as populações do submata presentes nos dois inventários, em 1988 e 2008, em trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.....61

Figura 4.1. Histograma da distribuição de abundância por classes de diâmetro de todos os indivíduos amostrados e das espécies selecionadas.....90

Figura 4.2. Diagrama de caixa das distribuições de diâmetro (a) e altura (b) das espécies selecionadas utilizadas para identificar os estratos ocupados pelas espécies. (códigos na Tabela 4.1).....91

Figura 4.3. Histograma da distribuição de freqüência por classe de diâmetro dos grupos selecionados, com os valores de D obtidos no teste de Kolmogorov-Smirnov comparando as duas distribuições. classe 1 (incremento de 1,2cm); **b.** classe 2 (incremento de 10cm).....92

Figura 5.1. Mapa com representação esquemática da topografia da área de estudo e grade de parcelas de 10 x 25m (numeração interna). Os números associados às curvas de nível correspondem às cotas altitudinais. Áreas mais escuras

correspondem às cotas mais baixas (fundo do vale), e áreas mais claras, encostas. Coordenadas do centro da parcela 45°:28':49" O 22°:41':78" S.....119

Figura 5.2. Mapas da superfície de distribuição de densidade, das árvores amostradas no estrato dominante e na submata em 1988 (a e b) e 2008 (c e d), elaborados com uso de interpolador de pontos Kernel. Áreas mais escuras correspondem a locais mais densos, pontos pretos são as árvores observadas.....122

Figura 5.3. Mapa da distribuição da densidade dos recrutas observados em 2008 e os indivíduos com dap ≥ 50cm de *A. angustifolia* e *P. lambertii* (estrelas). Áreas mais escuras correspondem a locais mais densos.....123

Figura 5.4. Mapa com distribuição de densidade das árvores da submata mortas (mais escuro mais denso) e com a localização dos grandes troncos caídos. Ordem cronológica da queda das árvores: troncos representados em azul estavam presentes em 1988; troncos em marrom, observados em 2008: mais escuros sobre os mais claros. Pontos pretos correspondem aos indivíduos mortos.....124

Figura 5.5. Distribuição da densidade de indivíduos ponderada pela área basal para o estrato dominante, em 1988 (a) e 2008 (b). Áreas mais escuras correspondem a locais mais densos, pontos pretos são as árvores observadas.....126

Figura 5.6. Áreas de chablis: troncos representados em azul estavam presentes em 1988; troncos em marrom, observados em 2008: mais escuros sobre os mais claros. Símbolos verdes correspondem aos recrutas com dap < 10cm; símbolos vermelhos correspondem aos recrutas com dap ≥ 10cm.....127

Figura 5.7. Mapa temático da topografia da área de estudo com a localização das arvoretas da submata *G. sellowiana* (verde) e *M. ovata* (azuil). Círculos vazios representam indivíduos remanescentes e círculos cheios os mortos.....128

Figura 5.8. Mapa de posicionamento dos recrutas com dap ≥ 10cm de Solanaceae (estrelas vermelhas) e Asteraceae (estrelas azuis) nas clareiras abertas pela queda de grandes árvores.....131

Figura 5.9. Localização dos recrutas de *Rudgea jasminoides* (azul) e *Symplocos celastrinea* (roxo) que aumentaram sua participação na submata em 2008.....132

Figura 5.10. Mapa de posicionamento de *Myrcia laruotteana*, que evidencia sua distribuição associada aos cursos de água (círculos) e os novos recrutas concentrados nas áreas brejosas das parcelas 1, 2 e 3.....133

Índice de Tabelas

Tabela 3.1. Número de espécies (S), índice de diversidade de Shannon (H' – nats.ind^{-1}), índice de Simpson (1-D) e índice de equabilidade de Pielou (J), encontrados em dois inventários, de 1998 e 2008, em trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP.....52

Tabela 3.2. Variação na densidade de árvores e de espécies agrupadas em classes de abundância. Abundantes = espécies com pelo menos 10 indivíduos em 1988; ocasionais = espécies com 2 a 9 indivíduos em 1988; raras = espécies com 1 indivíduo em 1988; Var_Rel = variação relativa entre as duas datas. Trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.....53

Tabela 3.3. Número de espécies (S), índice de diversidade de Shannon (H' – nats.ind^{-1}), índice de Simpson (1-D) e índice de equabilidade de Pielou (J), dos inventários de 1988 e 2008, em trecho da Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP.....56

Tabela 3.4. Variação na densidade de árvores e de espécies agrupadas em classes de abundância. Dominante = dap ≥ 10; abundantes = espécies com pelo menos 10 indivíduos em 1988; ocasionais = espécies com 2 a 9 indivíduos em 1988; raras = espécies com 1 indivíduo em 1988; Var_Rel = variação relativa entre as duas datas. Trecho da Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP.....58

Tabela 3.5. Variação na densidade de árvores e de espécies agrupadas em classes de abundância. Submata = 1,6 ≤ dap ≤ 9,9 cm; abundantes = espécies com pelo menos 10 indivíduos em 1988; ocasionais = espécies com 2 a 9 indivíduos em 1988; raras = espécies com 1 indivíduo em 1988; Var_Rel = variação relativa entre as duas datas. Trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.....61

Tabela 3.6. Resultados de estudos fitossociológicos em áreas de Florestas Ombrófila Mista nas regiões sudeste e sul do Brasil. sp = número de espécies; gen = número de gêneros; fam = número de famílias; ABt = área basal total; dens.ha-1 = número de indivíduos por hectare; H' = índice de diversidade de Shannon; dap = dap usado como critério de inclusão; área (ha) = tamanho da área amostral em hectares; SP^1 e SP^2 = Campos do Jordão, SP (este estudo SP^1=1988 e SP^2=2008); PR^1 = Curitiba, PR (NASCIMENTO *et al.*, 2007); PR^2 = Pinhais, PR (SEGER *et al.*, 2005); PR^3 = Curitiba, PR (RONDOM NETO *et al.*, 2002); PR^4 = Colombo, PR (OLIVEIRA & ROTTA, 1992); PR^5 = Guarapuava, PR (CORDEIRO & RODRIGUES, 2007); RS^1 = Criúva, RS (RONDOM NETO *et al.*, 2002); RS^2 = São Francisco de Paula, RS (SONEGO *et al.*, 2007). Em PR^4 - x = não foi calculado o índice de Shannon.....64

Tabela 3.7. Resultados de estudos fitossociológicos em áreas de Floresta Ombrófila Mista nas regiões sudeste e sul do Brasil. sp = número de espécies; gen = número de gêneros; fam = número de famílias; ABt = área basal total; dens.ha-1 = número de indivíduos por hectare; H' = índice de diversidade de Shannon; dap = dap usado como critério de inclusão; área (ha) = tamanho da área amostral em hectares; SP^1 e SP^2= Campos do Jordão, SP (este estudo SP^1=1988 e SP^2=2008); SP^3 = Campos do Jordão, SP (LOS, 2004); PR^1 = General Carneiro, PR (WATZLAWICK *et al.*, 2005); PR^2 e PR^3 = Rebouças, PR (ALBUQUERQUE, 2009); SC^1e SC^2 = Campo Belo do Sul, SC (FORMENTO *et al.*, 2004); SC^3 = Caçador, SC (HERRERA *et al.*, 2009); RS^1 = Vacaria, RS (MAUSS, 2002); RS^2 = Nova Prata do Sul, RS (NASCIMENTO *et al.*, 2001); RS^3 = São Francisco de Paula,RS, (SONEGO *et al.*, 2007).....65

Tabela 4.1. Espécies selecionadas com base no número de indivíduos e no valor de cobertura no primeiro inventário. Campos de Jordão, SP, aproximadamente 22°41'78"S e 45° 28'49"O. $N_{inicial}$ = Número de indivíduos no primeiro inventário; VC = Valor de cobertura (%); dap = Classes de diâmetro do caule a 1,3m de altura do solo (cm); PL = pioneira longeva, ST = secundária tardia, SI = secundária inicial, SUB = submata; GF = Grupo funcional: A = emergente, B = submata/oportunista e C = exclusiva.....88

Tabela 4.2. Comparação da distribuição diamétrica das espécies dominantes nas duas datas dos inventários através do teste de Kolmogorov-Smirnov. Os testes foram aplicados para as populações totais (Todos) e separadas nas classes de diâmetro pré-definidas (Classe 1: 1,6 < dap <10 ; Classe 2: dap ≥ 10). X = número de indivíduos insuficiente para análise. Valores de λ (taxa de crescimento finito da população).....93

Tabela 4.3. Número de indivíduos no primeiro inventário ($N_{inicial}$), taxas de mortalidade (M), recrutamento (R), crescimento relativo em diâmetro ($C_R$dap) e taxa de crescimento finito, lambda (λ). R* (recrutamento inclui mudanças de classe).....94

Tabela 4.4. Taxas de recrutamento e de mortalidade para áreas de Floresta Ombrófila Mista no Paraná e em São Paulo, CJ-SP, este estudo; STJ-PR, Estação Experimental de São João do Triunfo, UFPR-Paraná (SCHAAF *et al.*, 2006); GC-PR e CDS-PR área de floresta em regeneração nos municípios de General Carneiro e Coronel Domingos Soares (SANQUETA *et al.*, 2003), dap = diâmetro do caule a 1,3m de altura, M = Taxa de mortalidade, R = Taxa de recrutamento.....99

Tabela 5.1. Valores de índice de dispersão obtidos para os atributos da sinúsia arbórea da área de estudo. Valor crítico de t = 2,71 (*p* = 0,01).....120

Tabela 5.2. Correlações significativas entre os parâmetros estruturais (1988 e 2008), o número de mortos e recrutas em 2008, observados por parcelas em duas escalas de análise (20 parcelas de 10 x 25m e 40 parcelas de 10 x 12,5m). Valor crítico de r para 20 parcelas - **r** = 0,56 **α** = 0,01; **v** =18; valor crítico de r para 40 parcelas - **r** = 0,40 **α** = 0,01; **v** =38. N88 e N08 = número de indivíduos em 1988 e 2008; AB88 = área basal em 1988. * **α** = 0,05.....121

Tabela 5.3. Valores de índice de dispersão obtidos para as espécies arbóreas dominantes presentes na área de estudo, divididas por estrato, para 2008. Valor crítico de t = 2,71 (*p* = 0,01).....129.

Índice de Anexos

Anexo 1. Espécies organizadas por ordem alfabética de família. Espécies presentes apenas em 1988 (*); espécies presentes apenas em 2008 (**). Trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, S.P.....150

Anexo 2. Descritores fitossociológicos para todas as espécies registradas na sinúsia arbórea em 1988 e 2008 (ordenados por Valor de Cobertura de 1988). DR = densidade relativa; FR = freqüência relativa; DoR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância; IVC = índice de valor de cobertura; A = ausente (os números 1 e 2 representam os anos das observações - 1 = 1988 e 2 = 2008). Trecho da Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.....153

Anexo 3. Descritores fitossociológicos para as espécies amostradas no submata em 1988 e 2008 (ordenados por Valor de Cobertura de 1988). DR = densidade relativa; FR = freqüência relativa; DoR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância; IVC = índice de valor de cobertura; A = ausente (os números 1 e 2 representam os anos das observações - 1 = 1988 e 2 = 2008). Trecho da Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.....156

Anexo 4. Descritores fitossociológicos para as espécies amostradas no componente dominante em 1988 e 2008 (ordenados por Valor de Cobertura de 1988). DR = densidade relativa; FR = freqüência relativa; DoR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância; IVC = índice de valor de cobertura; A = ausente (os números 1 e 2 representam os anos das observações - 1 = 1988 e 2 = 2008). Trecho da Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.....159

ANEXO 5. Matriz de correlação dos dados estruturais observados para os indivíduos arbóreos em 1988 e 2008, sumarizados por 40 parcelas de 10 x 12,5m.(Valores críticos de **r** – **α** = 0,01 **r** = 0,4026; **α** = 0,05 **r** = 0,3120 ***v*** = 38 (graus de liberdade).....161

ANEXO 6. Matriz de correlação dos dados estruturais observados para os indivíduos arbóreos em 1988 e 2008, sumarizados por 20 parcelas de 10 x 25m.(Valores críticos de **r** – **α** = 0,01 **r** = 0,5614; **α** = 0,05 **r** = 0,4438 ***v*** = 18 (graus de liberdade).....165

Anexo 7. Mapa de distribuição das espécies dominantes sobre representação esquemática da topografia da área de estudo. Os círculos amarelos e vermelhos representam os indivíduos amostrados em 1988 e 2008, nesta ordem. Representação dos indivíduos por estrato e por data: o diâmetro do círculo corresponde ao estrato amostrado, círculos maiores = dominante; círculos menores = submata; círculos vermelhos sobre os amarelos = remanescentes; círculos vermelhos isolados = recrutas; círculos amarelos isolados = mortos.....169

Resumo

Avaliou-se a dinâmica do componente arbóreo de uma área de Floresta Ombrófila Mista na região sudeste do Brasil, com o objetivo de verificar seu estádio sucessional e sua aderência aos modelos dinâmicos propostos para esta formação. O primeiro, modelo lozenge, ou de substituição temporal de área, propõe que a dinâmica é influenciada por padrão de recrutamento intermitente dependente de distúrbios severos, para as pioneiras longevas, geralmente gimnospermas, que dominam estruturalmente a floresta. O segundo propõe que a presença da *Araucaria angustifolia* é indicativa de sucessão em curso, pois esta espécie não se regenera no interior da floresta, sendo substituída por espécies latifoliadas. Um terceiro propõe recrutamento dependente de abertura de clareiras para as pioneiras longevas. Esta avaliação foi feita em três etapas: através da dinâmica da estrutura fitossociológica observou-se se ocorreram alterações na ordem de importância das espécies; com a análise demográfica buscou-se caracterizar a estrutura de tamanho das populações arbóreas e através da análise da dinâmica espacial da floresta verificou-se se a formação de clareiras permitiu recrutamento das pioneiras longevas. Os resultados mostraram uma estrutura fitossociológica sem alteração na ordem de importância das espécies, embora tenha sido observado aumento da representação de espécies umbrófilas na submata e redução das espécies de áreas mais abertas. A análise demográfica mostrou que as gimnospermas mostram estrutura de coortes, de acordo com o que é esperado para pioneiras longevas, e que no período observado não recrutaram indicando declínio para suas populações. As espécies do dossel mostraram populações em desenvolvimento e na submata foi observada dinâmica mais intensa, com aumento populacional para espécies umbrófilas. A dinâmica espacial mostrou que várias espécies independem das clareiras para recrutamento e crescimento, mas o recrutamento, a mortalidade e o enriquecimento da floresta estão correlacionados com este processo. Não foi observado recrutamento das pioneiras longevas nas clareiras presentes na área de estudo. Estes resultados indicam que a floresta está em desenvolvimento, e que sua dinâmica é influenciada pela dinâmica das pioneiras longevas. Houve indicação de aderência aos dois primeiros modelos, e na ausência de distúrbios maiores, pode-se esperar que as pioneiras longevas sejam substituídas.

Abstract

The dynamics of the tree component of a Mixed Ombrophylous Forest in the Southeast Brazil was evaluated to verify its successional stage and its agreement with dynamic models proposed for this formation. The first one, Lozenge model, or temporal plot replacement, proposes that the dynamics of long-lived pioneers, often gymnosperms, which structurally dominates the forest, is influenced by intermittent recruitment pattern, dependent of severe disturbances. The second proposes that the presence of *Araucaria angustifolia* is indicative of ongoing succession and that the *A. angustifolia* fate is to be substituted by broadleaf species. A third one proposes gap dependent recruitment for the long-lived pioneers. The evaluation was conducted in three phases: through the analysis of the dynamics of the phytosociological structure it was observed if changes occurred in the order of importance of the species, with a demographic analysis to characterize the size structure of the tree populations and through the analysis of the spatial dynamics of the forest it was investigated if gap formation fostered the recruitment of long-lived pioneers. The results showed a phytosociological structure with no change in the order of importance of the species, although it was observed an increase in the representation of umbrophyllous species in the understory and the reduction of sun tolerant species. The demographic analysis showed that the gymnosperms present a cohort structure in accordance with what is expected for long-lived pioneers and that during the observed time span they did not recruit, indicating a decline in their population. The canopy species presented populations in development and, in the uderstorey, a more intense dynamic was observed with population increases for the umbrophyllous species. The spatial analysis showed that many species are independent of gaps for recruitment and development but the forest recruitment, mortality and species enrichment are correlated with this process. It was not observed the recruitment of long-lived pioneers in the gaps presented in the study area. These results indicate that the forest is under development and that its dynamics is influenced by the dynamics of the long-lived pioneers. There was indication of adherence to the first two models and that, in the absence of major disturbances, it can be expected that the long-lived pioneers will be replaced.

CAPÍTULO 1

Introdução Geral

1. Introdução Geral

1.1. Dinâmica de Florestas

Florestas são ecossistemas terrestres complexos que abrigam mais da metade das espécies animais e vegetais conhecidas (HASSAN *et al.,* 2005). A sua composição de espécies é resultante de processos biogeográficos que, no presente, são representados, em um extremo, por florestas boreais com baixa diversidade e, no outro, por florestas tropicais que apresentam como característica mais evidente o grande número de espécies encontradas no estrato arbóreo (WALTER, 1985). A sua estrutura física inclui as variações verticais e horizontais dos seus componentes bióticos e o seu funcionamento é decorrente dos processos de produtividade, ciclagem de nutrientes e regulação de processos hidrológicos e climáticos (FRANKLIN *et al.*, 2002).

Florestas são sistemas dinâmicos, seus atributos se alteram ao longo do tempo em resposta a perturbações de origem natural ou antrópica, que atuam em diferentes escalas, no espaço e no tempo, e que, associados com variações climáticas, concorrem para um estado contínuo de mudanças que moldam a comunidade vegetal (BAZZAZ & PICKETT 1980; ENGELMARK *et al.*, 2000; SHEIL & BURSLEM, 2003). Os processos de mudanças, temporais e espaciais, que ocorrem em florestas promovem modificações que podem indicar um equilíbrio dinâmico ou evidenciar um processo sucessional (CAMPBELL, 1996; BEGON *et al.*, 2006). O distúrbio causado pela queda de árvores e galhos, associado à heterogeneidade de habitats presente nos ecossistemas florestais cria diferentes micro-sítios aos quais se atribuem as mudanças observadas na composição e na estrutura das

comunidades e a maior diversidade encontrada em florestas tropicais (REES *et al.*, 2001).

A observação de diferenças na composição e na estrutura dentro do continuum florestal embasou a descrição da floresta feita por Watt (1947) como um mosaico de manchas de diferentes idades, que teve continuidade nos estudos baseados na dinâmica de clareiras (WHITMORE, 1989; DENSLOW, 1980; BRANDANI *et al.*, 1988; BROKAW & SCHEINER, 1989; COSTA & MANTOVANI, 1992; TABARELLI & MANTOVANI, 1997, 1999; HUBBELL *et al.*, 1999; BROKAW & BUSING 2000; SCHNITZER & CARSON 2001). A observação e registro destes mosaicos florestais resultaram na classificação das espécies em grupos ecológicos ou funcionais como pioneiras, secundárias ou clímaces, baseada nas respostas dos seus indivíduos, durante sua ontogenia, ao ambiente de iluminação dentro da floresta (BUDOWSKI, 1965; HARTSHORN, 1980; SWAINE & WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1989).

Estudos sobre a dinâmica de espécies arbóreas, em regiões tropicais, intensificaram-se a partir da década de 1970, em função do risco de extinção de espécies de interesse econômico (ARMELIN, 2005). Em geral estes estudos envolveram a análise de dados obtidos em inventários realizados em parcelas permanentes, onde as informações de dois ou mais inventários foram utilizadas para estimativa das taxas de mortalidade, recrutamento, crescimento, permanência e reposição de espécies (SHEIL & MAY, 1996). Nas décadas de 1980 e 1990 intensificaram-se os estudos sobre a dinâmica dessas florestas, em estudos em parcelas permanentes enfocando os seguintes aspectos: demografia de árvores adultas e juvenis (CONDIT, 1995); padrões espaciais e grau de agregação das espécies (CONDIT *et al.*, 2000); distúrbios intermediários, relação entre parâmetros

demográficos e diversidade, equilíbrio dinâmico (CONNEL *et al.*, 1984; GENTRY & TERBORGH, 1990; FELFILI, 1995, 1997); processos dinâmicos visando aplicações práticas de manejo e conservação (HARTSHORN, 1990); dinâmica de clareiras, demografia e história de vida, estocasticidade e diversidade (HUBBELL & FOSTER, 1986; HUBBELL *et al.*, 1999; LIEBERMAN & LIEBERMAN, 1987; LIBERMAN *et al.*, 1990; MANOKARAN & KOCHUMEN, 1987) ; avaliação de equilíbrio e não equilíbrio da composição e longevidade de florestas (SWAINE *et al.*, 1987).

A maior parte dos estudos citados foi conduzida em florestas tropicais de terras baixas e, embora os processos dinâmicos das populações arbóreas sejam similares, as condições ambientais e fatores históricos variam nas diferentes áreas da Terra, o que condiciona respostas distintas na composição, estrutura e funcionamento das comunidades vegetais. Vários mecanismos foram propostos para explicar a variação no padrão de diversidade nos ecossistemas da Terra e uma teoria geral que cubra diferentes fenômenos em várias escalas de análise impede a expressão de uma fórmula simplificada (WHITTAKER *et al.*, 2001). Teorias e hipóteses propostas para explicar os padrões espaciais de diversidade foram sumarizadas por Fraser & Currie (1996), de forma simplificada, e mostram as duas correntes de pensamento desenvolvidas, uma baseada em fatores históricos e geográficos (área, fatores climáticos passados e atuais, mecanismos de dispersão, etc.) e a outra na ecologia de comunidades (disponibilidade de recursos, distúrbios, interações biológicas/ecológicas).

Ao analisar 297 publicações que tratavam do papel da escala de abordagem na definição dos principais condicionantes da distribuição espacial da diversidade biológica, Field *et al.* (2009) observaram que fatores climáticos e a produtividade foram os condicionantes preponderantes em macro-escala, principalmente em

ambientes terrestres não insulares. Estes resultados refletem o padrão geral do gradiente de distribuição das espécies em função de variáveis ambientais, cuja formalização foi iniciada em publicação de Alexander Von Humboldt no início do século XIX, e teve continuidade nos trabalhos de Holdridge (1967) e Walter (1985). Deve-se considerar que ao reduzir-se a escala de observação, outros fatores passam a determinar a ocorrência das espécies, em função da heterogeneidade espacial, condições ambientais extremas e catástrofes naturais recorrentes, tais como: salinidade, toxidez por metais, anóxia, secas prolongadas, inundações periódicas, geadas, fogos, furacões, derrame de lava, entre outros.

Como exemplo observa-se a zonação da vegetação em ambientes montanos, com redução no número de espécies e da complexidade estrutural nas maiores altitudes (WHITTAKER & NIERING, 1965), similar à zonação latitudinal (WALTER, 1985), e à monodominância presente em algumas formações florestais, decorrentes de condições extremas, como nas florestas inundadas e boreais (ODUM, 1972).

1.2. Florestas Montanas

Os biomas brasileiros podem ser distribuídos em três Províncias Fitogeográficas: a Amazônica, a Atlântica e a Central (RIZZINI, 1979). Na Província Amazônica encontram-se as maiores extensões de florestas tropicais contínuas do país e do mundo, enquanto nas Províncias Central e Atlântica as áreas florestais encontram-se bastante fragmentadas (IBGE, 2004). Na Região Sudeste do Brasil a maior parte dos remanescentes florestais está localizada em áreas montanhosas, que apresentam características distintas das regiões de terras baixas. Nestas florestas os padrões de resiliência diferem dos encontrados nas florestas de terras

baixas, em função das diferenças nas taxas de crescimento (KAPPELLE *et al.*, 1996), na riqueza de espécies, tamanho médio de diásporos e importância relativa dos dispersores (TABARELLI & MANTOVANI, 1999). Florestas montanas apresentam menor desenvolvimento estrutural e, apesar de apresentar menor taxa anual de incremento de biomassa, requerem um tempo menor para a regeneração, quando comparadas às florestas de terras baixas que se estabelecem em ambientes mais favoráveis, mas apresentam grande complexidade (EWEL, 1980). Pesquisas recentes sobre a dinâmica das florestas montanas da região Sudeste registraram alterações indicativas de diferentes estádios sucessionais decorrentes, na maior parte dos casos, dos efeitos da fragmentação e de interferência direta, tais como a redução da área, isolamento e extração de madeira (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; GOMES *et al.*, 2003; PAULA *et al.*, 2004; HIGUCHI *et al.*, 2008), mas também devido a catástrofes naturais (APPOLINARIO *et al.*, 2005).

1.3. Florestas Monodominantes nos Trópicos e Subtrópicos

Entre as formações florestais montanas no Estado de São Paulo encontra-se a Floresta Ombrófila Mista, caracterizada, em geral, pela monodominância de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae). Florestas monodominantes tropicais apresentam um padrão estrutural anômalo, com uma única espécie respondendo por mais de 50% do total de árvores (HART *et al.*, 1989) ou da área basal, biomassa ou cobertura do dossel (CONNELL & LOWMAN, 1989). Um caso particular de florestas com monodominância são as florestas mistas com espécies de gêneros de Araucariaceae encontradas em regiões tropicais e subtropicais do Hemisfério Sul.

A família Araucariaceae possui 40 espécies de coníferas pertencentes a três gêneros: *Araucaria*, com 19 espécies, *Agathis*, com 20 espécies e *Wollemia*, com uma espécie, com distribuição atual restrita ao Hemisfério Sul, predominantemente nas florestas pluviais do Sul da Ásia e Sudoeste do Pacífico (ENRIGHT *et al.*, 1995) e com duas espécies do gênero *Araucaria* na América do Sul (KERSHAW & WEGSTAFF, 2001). A maioria das árvores desta família é de grande porte, freqüentemente emergentes, atingindo alturas de 40 a 90 metros. O padrão de regeneração observado em florestas mistas com diferentes espécies de Araucariaceae associadas com Angiospermas, em que se observa monodominância, levou a proposição de um modelo por Ogden & Stewart (1995), denominado 'modelo de substituição temporal de área' ("temporal stand replacement model"). Este modelo de ampla aplicação e de difícil corroboração, em função da longa escala de tempo envolvida é formado pelos seguintes componentes: fase 1 - após distúrbios catastróficos há o estabelecimento sincrônico de pioneiras longevas (normalmente gimnospermas); fase 2 - envelhecimento desta coorte; fase 3 – a regeneração das pioneiras longevas é limitada às clareiras florestais, por competição com espécies de crescimento rápido (normalmente angiospermas) (OGDEN *et al.*, 2005). Observações em florestas na região do Pacífico (ENRIGHT *et al.* 1999, OGDEN *et al.*, 2005; READ *et al.*, 2000; READ *et al.*, 2006; RIGG *et al.*, 1998; RIGG, 2005), no Chile (VEBLEN *et al.*, 2005) e no Sul do Brasil (SOUZA *et al.*, 2008; SOUZA, 2007) reconheceram o padrão proposto por Ogden & Stewart (1995).

Este trabalho foi realizado com o objetivo de verificar os processos dinâmicos de mudanças estruturais e florísticas das populações arbóreas em uma área de Floresta Ombrófila Mista com monodominância de *Araucaria angustifolia*. Assumiu-se a premissa de que a presença de *A. angustifolia* é indicativa de um pré-clímax e

avaliou-se se a dinâmica da sinúsia arbórea adere ao modelo proposto para a dinâmica em florestas mistas com monodominância de pioneiras longevas.

Para amparar o objetivo do trabalho procurou-se responder as seguintes questões: As populações arbóreas presentes na área de estudo estão em que estado? (equilíbrio dinâmico, declínio ou processo de expansão). Os padrões demográficos observados permitem inferir o estádio sucessional da floresta estudada?

Referência Bibliográficas:

APOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA FILHO, A.T. & GUILHERME, F. A. G. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica** 28(2): 347-360.

ARMELIN, R.S. & MANTOVANI, W. 2001. Definições de clareira natural e suas implicações no estudo da dinâmica sucessional em florestas. **Rodriguésia** 52(81): 5-15.

BAZZAZ, F. A. & PICKETT, S. T. A. 1980. Physiological Ecology of Tropical Succession: A Comparative Review. **Annual Review of Ecology and Systematics** 11: 287-310.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. & HARPER,J. L. 2006. **Ecology:** from Individuals to Ecosystems**.** Blackwell Publishing, Oxford. 738p.

BRANDANI, A.; HARTSHORN G.S. & ORIANS, G.H. 1988. Internal heterogeneity of gaps and species richness in Costa Rican tropical wet forest. Journal of Tropical **Ecology** 4: 99-119.

BROKAW, N. & BUSING, R. T. 2000. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. **Trends in Ecology and Evolution** 15(5): 183-188.

BROKAW, N.V.L. & SCHEINER, S.M. 1989. Species composition in gaps and structure of a tropical forest. **Ecology** 70: 538-541.

BUDOWISKI, G. 1965. Distribution of tropical American rain forest species in the light of sucessional processes. **Turrialba** 15(1): 40-42.

CAMPBELL, N. A. 1996. Ecology. In: ____ **Biology.** Benjamin Cummings, Menlow Park, CA. p.1058-1171.

CONDIT, R.; HUBBELL, S. P. & FOSTER, R.B. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. **Ecological Monographs** 65(4): 419-439.

CONDIT, R.; ASHTON, P. S.; BACKER, P.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; GUNATILLEKE,S.; GUNATILLEKE, N.; HUBBEL, S. P.; FOSTER, R. B.; ITOH, A.; LAFRANKIE, J. V.; LEE, H.S.; LOSOS, E.; MANOKARAN, N.; SUKUMAR, R. & YAKAMURA, T. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. **Science** 288: 1414-1418.

CONNELL, J.H.; TRACEY, J.C. & WEBB, L.J. 1984. Compensatory recruitment, growth, and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. **Ecological Monographs** 54(2):141-162.

CONNEL, J.H. & LOWMAN, M.D. 1989. Low-diversity tropical rainforests: some possible mechanisms for their existence. **The American Naturalist** 34(1): 88-119.

COSTA, M.; MANTOVANI, W. 1992. Composição e estrutura de clareiras em mata mesofítica na Bacia de São Paulo. In: II CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS. São Paulo, SP. **Revista do Instituto Florestal** 4(1):178-173.

DENSLOW, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica** 12(1): 47-55.

ENGELMARK, O.; GAUTHIER, S. & VAN DER MAAREL, E. 2000. Disturbance dynamics in boreal and temperate forests: Introduction. **Journal of Vegetation Science** 11: 779-780.

ENRIGHT, N.J.; HILL, R.S. & VEBLEN, T.T. 1995. The southern conifers – an introduction. In: ENRIGHT, N.J. & HILL, R.S. (Eds.) **Ecology of the southern conifers**. Smithsonian Institution Press, Washington. p.1-9.

ENRIGHT, N.J.; OGDEN, J. & RIGG, L.S. 1999. Dynamics with Araucariaceae in the western Pacific. **Journal of Vehetation Science** 10: 793-804.

EWEL, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. **Biotropica** 12: 2-7.

FELFILI, J.M. 1995. Diversity, structure and dynamics of a gallery Forest in central Brazil. **Vegetatio** 117: 1-15.

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

FIELD, R.; HAWKINS, B.A.; CORNELL, H.V.; CURRIE, D.J.; DINIZ-FILHO, A.F.; GUÉGAN, J.; KAUFMAN, D.M.; KERR, J.T.; MITTLEBACH, G.G.; OBERDORFF, T.; O'BRIEN, E.M. & TURNER, J.R.G. 2009. Spatial species-richness gradient across scales: a meta analysis. **Journal of Biogeogrphy** 36: 132-147.

FRANKLIN, J.F.; SPIES,T.S.; VAN PELT, R. CAREY, A.B.; THORNBURGH, D.A.; BERG, D.R.; LINDENMAYER, D.B.; HARMON, M.E.; KEETON, W.S.; SHAW, D.C.; BIBLE, K. & CHEN, J. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as example. **Forest Ecology and Management** 155: 399-423.

FRASIER, R.H. & CURRIE, D.J. 1996. The Species Richness-Energy Hypothesis in a System Where Historical Factors Are Thought to Prevail: Coral Reefs. **The American Naturalist** 148(1): 138-159.

GENTRY, A.H. & TERBORGH, J. 1990. Composition and dynamics of the Cocha Cashu "mature" floodplain forest. In: GENTRY, A. H. (Ed.). **Four Neotropical Rainforests.** Yale University Press, New Haven. p.542-564.

GOMES, E.P.C.; MANTOVANI, W. & KAGEYAMA, P. 2003. Mortality and Recruitment of Trees in a Secondary Montane Rain Forest in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 63(1): 47-60.

HART, T.B.; HART, J.A. & MURPHY, P.G. 1989. Monodominant and species-rich forests of the humid tropics: causes for their co-occurrence. **The American Naturalist** 133(5): 613-633.

HARTSHORN, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. **Biotropica** 12 (1): 23-30.

HARTSHORN, G.S. 1990. An overview of neotropical forest dynamics. In: GENTRY, A. H. (Ed.). **Four Neotropical Rainforests.** Yale University Press, New Haven. p.585-599.

HASSAN, R.M.; SCHOLES, R. & ASH, N. (Eds.). 2005. Ecosystems and human well-being: current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Groups. **Millenium Ecosystem Assesment Series, vol.1.** Island Press, Washington, D.C. http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx.

HIGUCHI, P.; TEIXEIRA OLIVEIRA-FILHO, A.; SILVA, A.C.; MACHADO, E.L.M.; SANTOS, R.M. & PIFANO, D.S. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore** 32: 417-426.

HOLDRIDGE, L.R. 1967. **Life Zone Ecology**. Tropical Science Center. San Jose, Costa Rica. 147 p.

HUBBELL, S.P. & FOSTER, R.B. 1986. Biology, chance and history and the structure of tropical rain forest tree communities. In: DIAMOND, J. & CASE, T.J (Ed.). **Community Ecology**. Harper & Row, New York. pp. 314–329

HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B.; O'BRIEN S. T.; HARMS, K. E.; CONDIT, R.; WECHSLER, B.; WRIGHT S. J. & LOO DE LAO, S. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science** 283: 554-557.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2004. Mapa de Vegetação do Brasil. www.ibge.gov.br.

KAPPELLE, M.; GEUZE, T.; LEAL, M. & CLEF, M. 1996. Successional age and forest structure in a Costa Rica upper montane *Quercus* forest. **Journal of Tropical Ecology** 12: 681- 698.

KERSHAW, P. & WAGSTAFF, B. 2001. The Southern Conifer Family Araucariaceae: History, Status, and Value for Paleoenvironmental Reconstruction. **Annual Review of Ecology and Systematics** 32: 397-414.

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

LIEBERMAN, D.; HARTSHORN, G. S.; LIEBERMAN, M. & PERALTA. R. 1990. Forest dynamics at La Selva Biological Station, 1969-1985. In: Gentry A.H. (Ed.) **Four neotropical rainforests**. Yale University Press, New Haven. p. 509-521.

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

ODUM, E. P. 1972. **Ecologia.** Nueva Editorial Interamericana, México, D.F. 639p.

OGDEN J. & STEWART G. H. 1995. Community dynamics of the New Zealand conifers. In: ENRIGHT, N. & HILL, R. S. (Eds). **Ecology of the Southern Conifers**. Smithsonian Institution Press, Washington. p. 81–119.

OGDEN, J.; FORDHAM, R.A.; HORROCKS, M.; PILKINGTON, S. & SERRA, R.G. 2005. Long-term dynamics of the long-lived conifer *Libocedrus bidwillii* after a volcanic eruption 2000 years ago. **Journal of Vegetation Science** 16: 321-330.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MELLO, J. M & SCOLFORO, J. R. S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduos forest in southeastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology** 131(1): 45-66.

PAULA, A.; SILVA, A.F., MARCO Jr, P.; SANTOS, F.A.M. & SOUZA, A.L. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. 18(3): 407-423.

READ, J., JAFFRÉ, T.; GODRIE, E.; HOPE, G. S. & VEILLON, J.M. 2000. Structural and floristic characteristics of some monodominant and adjacent mixed rainforests in New Caledonia. **Journal of Biogeography** 27: 233–250.

READ, J.; JAFFRÉ,T.; FERRIS, J. M.; MCCOY, S. & HOPE,G. S. 2006. Does soil determine the boundaries of monodominant rain forest with adjacent mixed rain forest and maquis on ultramafic soils in New Caledonia? **Journal of Biogeography** 33: 1055–1065.

REES, M., CONDIT, R., CRAWLEY, M., PACALA, S. & TILMAN, D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science** 293: 650–655.

RIGG, L.S. 2005. Disturbance processes and spatial patterns of two emergent conifers in New Caledonia. **Austral Ecology** 30: 363–373.

RIGG L. S.; ENRIGHT N. J. & JAFFRÉ, T. 1998. Stand structure of the emergent conifer *Araucaria laubenfelsii*, in maquis and rain forest, Mont Do, New Caledonia. **Australian Journal of Ecoology** 23:528–38.

RIZZINI, C. T. 1979. **Tratado de Fitogeografia do Brasil**. São Paulo: HUCITEC, v. 2. 374p.

SCHNITZER, S.A. & CARSON, W.P. 2001. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. **Ecology** 82(4): 913-919.

SHEIL, D. & BURSLEM, D.F.R.P. 2003. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution** 18(1): 18-26.

SHEIL, D. & MAY, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology** 48: 91-100.

SOUZA, A.F. 2007. Ecological interpretation of multiple populations size structures in trees: The case of *Araucaria angustifolia* in South America. **Austral Ecology** 32: 524-533.

SOUZA, A.F. FORGIARINI, C.; LONGHI, S.J. & BRENA, D.A. 2008. Regeneration patterns of a long-lived dominant conifer and the effects of logging in southern South America. **Acta Oecologica** 34: 221 -232.

SWAINE, M. D. & WHITMORE, T. C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. **Vegetatio** 75: 81-86.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D. & PUTZ, F.E. 1987. The dynamics of treepopulation in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology** 3: 357-366.

TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1997. Colonização de clareiras naturais na floresta Atlântica no Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 20: 57-66.

TABARELLI, M.& MANTOVANI, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia** 59: 251-261.

VEBLEN,T.T.; ARMESTO, J.J.; BURNS, B.R.; KITZBERGER, T.; LARA, A.; LEÓN, B. & YOUNG, K.R. 2005. The ecology of the conifers of southern South America. In: ENRIGHT N.J. & HILL R.S. (Eds). **Ecology of the Southern Conifers.** Melbourne University Press, Australia. p.120–155.

WALTER, H. 1985. **Vegetation of the Earth and Ecological Systems of the Geo-biosphere.** Springer-Verlag, Heidelberg. 318p.

WATT, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. **Journal of Ecology** 35: 1-22.

WHITMORE, T.C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology** 70(3): 536-538.

WHITTAKER, R.H. & NIERING, W.A. 1965. Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona. II. A gradient analysis of the south slope. **Ecology** 45: 429-452.

WHITTAKER, R.J.; WILLIS, K.J. & FIELD, R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. **Journal of Biogeography** 28: 453-470.

CAPÍTULO 2

Material e Métodos

EQUIPE de CAMPO

Dalton & Luana **Luana & Diana** **Diana & Anésio**

2. Material e Métodos

2. 1. Objeto de Estudo - Floresta Ombrófila Mista na Região Sudeste do Brasil

A. Aspectos Biogeográficos

A distribuição atual da Floresta Ombrófila Mista no Sudeste do Brasil não pode ser dissociada da origem de Araucariaceae. A relevância biogeográfica desta família se deve à sua antiguidade, com origem estimada no final do Triássico, e por ser o mais primitivo grupo de coníferas com representantes na atualidade (KERSHAW & WAGSTAFF, 2001). A permanência da família por mais de 200 milhões de anos permite avaliar suas respostas às mudanças ambientais ocorridas no passado, como forma de entender a presente distribuição. No Triássico Superior surgiram as primeiras coníferas de grande porte e fósseis das primeiras formas de Araucariaceae são registrados para Gondwana e Laurásia (DUTRA & STRANZ, 2003), com o primeiro fóssil inequívoco da família datado no Jurássico (STOKEY, 1982). A família expandiu-se e diversificou-se no Jurássico e no Cretáceo Inferior e permaneceu como componente dominante das florestas do Hemisfério Sul até o Cenozóico Superior, mesmo após o advento do surgimento das Angiospermas (KERSHAW & WAGSTAFF, 2001). Sua restrição ao Hemisfério Sul na distribuição presente é creditada a grandes mudanças tectônicas e climáticas que ocorreram no Terciário, como a glaciação gradual do Hemisfério Norte e as modificações na circulação atmosférica e oceânica decorrentes da separação do continente Antártico da massa continental austral (DUTRA & STRANZ, 2003)

Araucariaceae, na atualidade, está presente na América do Sul, no sul da Ásia e na Oceania, composta por dois gêneros maiores: *Araucaria* De Jussieu, com duas espécies na América do Sul e dezessete na Oceania e *Agathis* Salisbury, com

treze espécies e o gênero monotípico *Wollemia* W.G. Jones, K.D. Hill & J.M. Allen, os dois últimos sem representantes na América do Sul (SETOGUCHI *et al*., 1998). A maioria das espécies vive em florestas úmidas, predominantemente nos subtrópicos, estendendo-se à zona tropical e às regiões com clima mesotérmico subtropical ou temperado (KERSHAW & WAGSTAFF, 2001). *Araucaria* é o gênero com maior diversificação, com distribuição disjunta na América do Sul: Brasil, Chile e Argentina, e na Oceania: Austrália, Nova Guiné, Ilhas Norfolk e Nova Caledônia, sendo esta última, com treze espécies, a ilha com maior riqueza do gênero (SETOGUCHI *et al*., 1998) (figura 2.1).

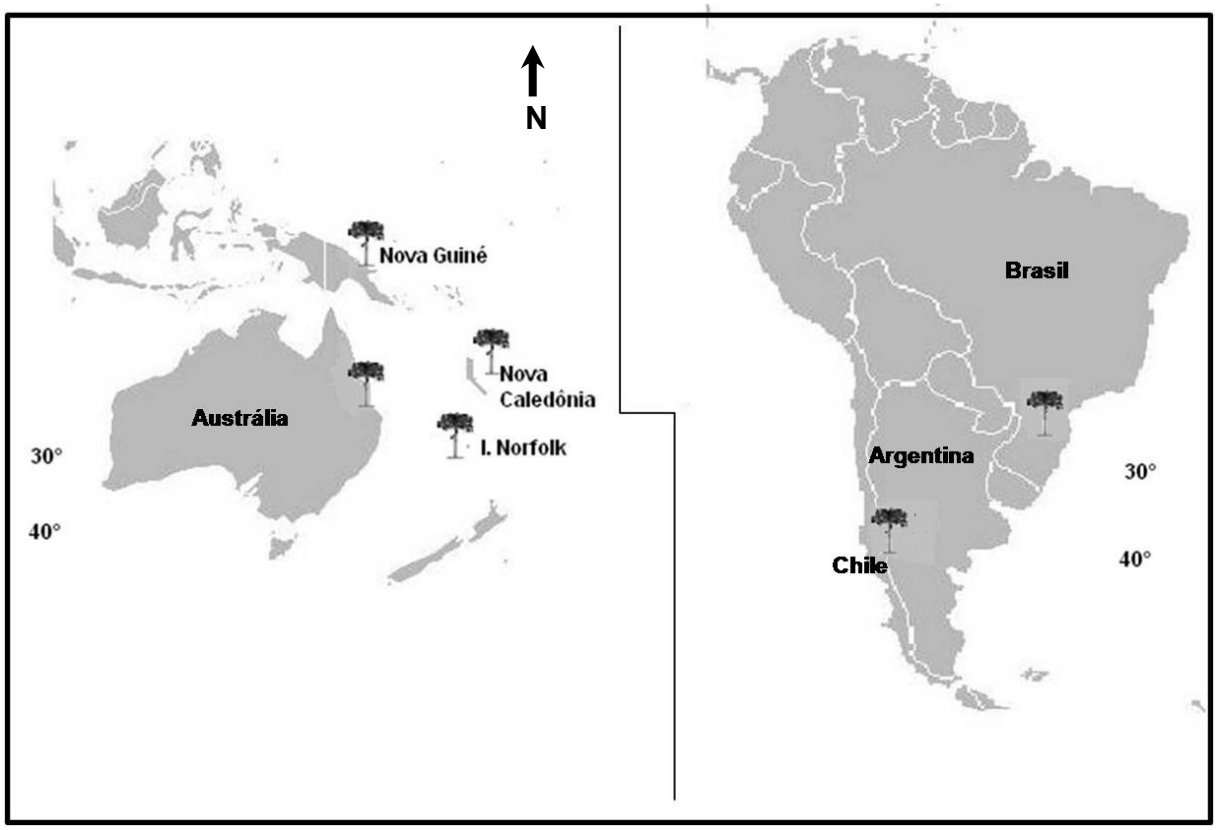


Figura 2.1. Distribuição do gênero *Araucaria* De Jussieu na América do Sul, no leste da Austrália e nas ilhas no Sudoeste do Pacífico.

As espécies ocorrentes no continente Sul Americano são: *A. araucana* (Molina) C. Koch, do sul do Chile e sudoeste da Argentina e *A. angustifólia*, nas regiões Sul e Sudeste do Brasil até o nordeste da Argentina. Os registros

palinológicos de Araucariaceae no Brasil permitiram estimativas precisas da variabilidade das condições paleoclimáticas durante o Quaternário, possibilitando a reconstituição dos movimentos de expansão florestal em períodos mais úmidos e amenos, e retração em períodos mais frios e secos (LEDRU *et al*., 1996; BEHLING *et al*., 1997; LEDRU *et al*., 2009; PESSENDA *et al*., 2009). A documentação fóssil auxiliou a compreensão da distribuição presente em áreas disjuntas, em função do condicionamento climático que determina a presença da *A. angustifolia*.

A delimitação da área de ocorrência da Floresta Ombrófila Mista nas regiões Sul e Sudeste do Brasil e nordeste da Argentina feita por Hueck (1953) mostra áreas florestais em núcleos isolados no sudeste, ausentes no presente (figura 2.2). Esta floresta é caracterizada pela presença dominante de *Araucaria angustifolia* em associações diversificadas com diferentes espécies de Angiospermae e, por isto, também é denominada Mata com Araucária ou Pinheiral (IBGE, 1992). Sua distribuição atual se dá em áreas distintas: uma área nuclear nos estados sulinos, entre 24º e 30º de latitude sul, entre 600 e 1.200 metros de altitude; e áreas disjuntas em encraves florestais descontínuos na Serra da Mantiqueira e na Serra dos Órgãos, em altitudes de 1.200 a 1.800 metros de altitude (KLEIN, 1984). A proximidade destas áreas florestadas de regiões com alta densidade populacional mantém a pressão de exploração que se iniciou no século XVII, quando a madeira de araucária passou a ser utilizada no Brasil (SANQUETTA & MATTEI, 2006). A exploração intensificou-se com a construção das ferrovias Curitiba - Paranaguá em 1885 e São Paulo - Rio Grande, concluída em 1910 (CARVALHO & NODARI, 2008). A drástica redução da cobertura original desta formação se deu principalmente na segunda metade do século XX, com a intensificação da exploração de espécies de grande valor econômico, particularmente da araucária, e a conversão da cobertura

florestal para atividades agrícolas (BACKES, 1983; CARVALHO, 1994). Este processo de exploração predatória reduziu as áreas naturais desta formação a valores estimados entre 2 e 4% da sua área de distribuição original (GUERRA *et al*., 2002).

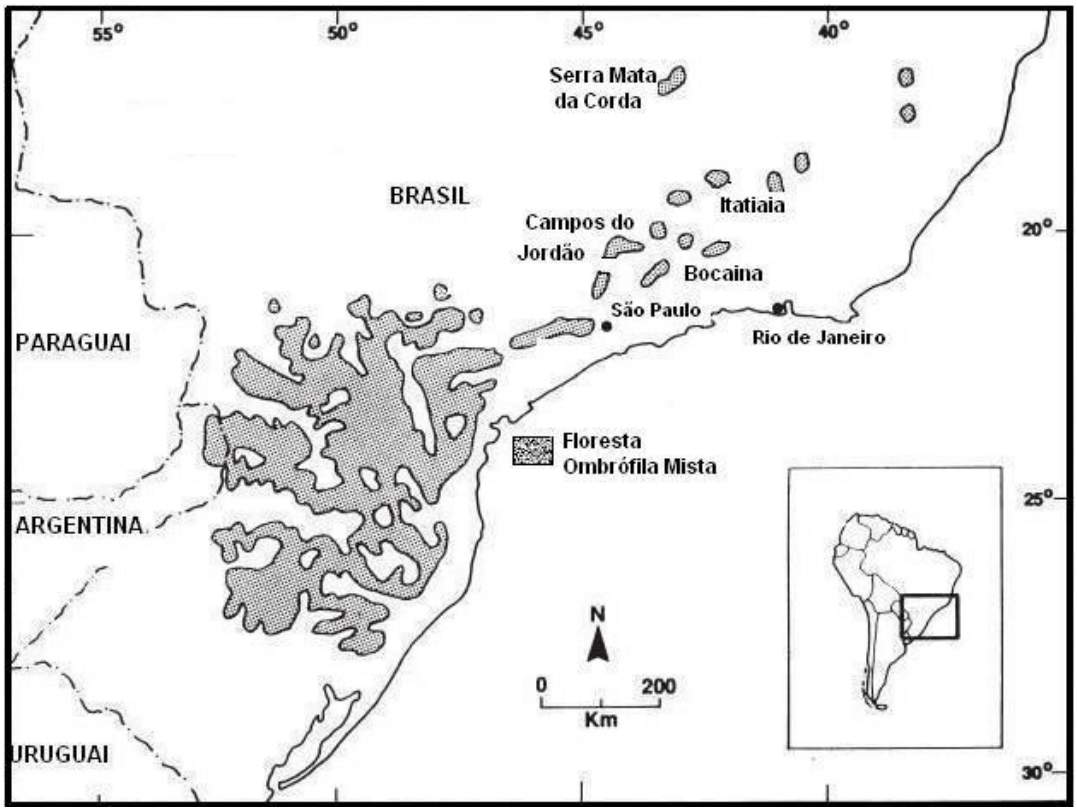


Figura 2.2. Área de distribuição da Floresta Ombrófila Mista, adaptado de Hueck (1953).

B. Aspectos Florísticos

As Florestas Ombrófilas Mistas são compostas por espécies de Gimnospermas e Angiospermas de origem austral-antártica, caracterizada pela dominância fisionômica e estrutural da *A. angustifolia*, quase sempre associada à outra representante das coníferas do Hemisfério Sul, *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl., Podocarpaceae (VELOSO *et al*., 1991). Entre as Angiospermas típicas da

flora austral observam-se representantes de Winteraceae, Aquifoliaceae, Cunoniaceae e Rhamanaceae, de hábito arbóreo, Onagraceae e Cornaceae (Griseliniaceae), de hábito arbustivo ou escandente (RAMBO, 1951; HUECK, 1953; RIZZINI, 1979). Apesar da presença marcante de espécies da flora austral, há predominância de espécies de origem tropical na composição florística desta matas (RAMBO, 1956), onde se destacam *Ocotea* spp e *Nectandra* spp (Lauraceae) e várias Myrtaceae neotropicais (RAMBO, 1949; KLEIN, 1984), características de florestas montanas das regiões Sul e Sudeste do Brasil (OLIVEIRA FILHO & FONTES, 2000; LIMA & GUEDES-BRUNI, 2004; SOBRAL & PROENÇA, 2006).

C. Aspectos Dinâmicos

A dinâmica de sucessão e de regeneração na Floresta Ombrófila Mista já instigava naturalistas como Lindman (1974), Maack (1948) e Rambo (1953), ao observarem a expansão da floresta sobre o campo, sendo o último considerado uma vegetação mais antiga. Esta alternância entre floresta e campos gerou especulações sobre a dinâmica sucessional da formação florestal (HUECK, 1953; KLEIN, 1960). Nas áreas de contato entre as formações florestais e campestres existe uma tendência de invasão de espécies arbustivas e arbóreas sobre o campo, principalmente em áreas protegidas, onde queimadas são raras (AZEVEDO, 1965; KLEIN, 1960; JARENKOW, 1999). Especula-se que esta dinâmica é conseqüência de uma tendência de maior umidade nos tempos atuais, comparada às condições do passado (BIGARELA, 1964; AB'SABER, 1977), hipótese que vem sendo confirmada com estudos palinológicos (BEHLING, 2002; BEHLING *et al*., 2004) e ecológicos (OLIVEIRA & PILLAR, 2004; DUARTE *et al*., 2006). Klein (1960, 1984) sugeriu que a

mesma tendência de aumento de umidade favoreceu a invasão de elementos da Floresta Ombrófila Densa sobre áreas de Floresta Ombrófila Mista, o que fez com que o autor levantasse a hipótese de que as associações encontradas nas formações com araucária estão em estádios sucessionais variados.

A alternância de áreas cobertas por Floresta com *Araucaria* e por campos gerou especulações sobre a dinâmica e aspectos sucessionais neste tipo de formação (HUEK, 1953; KLEIN, 1960). Estudando uma área de Floresta com *Araucaria* em Caxias do Sul, RS, Backes (1973) evidenciou a ausência de regeneração de *Araucaria angustifolia* no interior da floresta, observando a invasão de indivíduos juvenis em áreas abertas, demonstrando seu caráter heliófilo. Em trabalho posterior o mesmo autor chamou atenção para a rápida recuperação de um povoamento com *A. angustifolia*, identificando indivíduos com idade média de 49 anos em área secundária em recuperação (BACKES, 2001). Soares (1979) sugeriu que *A. angustifolia* é uma espécie característica de estádios serais, necessitando distúrbios moderados para garantir sua regeneração dentro da floresta. Ao estudar a dinâmica de duas áreas de Floresta Ombrófila Mista localizadas no extremo sul e no sudeste do estado do Paraná, Sanqueta *et al.* (2003) observaram um grande recrutamento da *A. angustifolia* no interior da floresta, maior que a mortalidade, contradizendo as tendências observadas nos outros estudos. As áreas florestais estudadas por estes autores sofreram corte seletivo de madeira e manejo de erva-mate (*Ilex paraguariensis* A.St.Hil - Aquifoliacaeae) com raleamento da submata em passado recente, distúrbios que favoreceram o recrutamento da espécie. Na região Sudeste do Brasil, em Campos do Jordão, Azevedo (1965) observou a tendência de ampliação das áreas de floresta com araucária em detrimento das áreas de campo.

Estudos de casos mostram que esta formação apresenta padrões que sugerem instabilidade em sua estrutura, registrado em constatações controversas quanto à capacidade de manutenção da população de araucária nas suas áreas de dominância, ora apresentando franca regeneração dentro da floresta (SEITZ, 1982; SOLÓRZANO-FILHO, 2001; SANQUETA *et al*., 2003) ora mostrando ausência de recrutamento (BACKES, 1973; SOARES, 1979; LONGHI, 1980).

O modelo proposto por Klein (1960) para a dinâmica da Floresta Ombrófila Mista no planalto do Sul do Brasil, onde as formações florestais formam mosaicos com extensas áreas campestres, é baseado na ecologia da *A. angustifolia*. Segundo este modelo, a simples presença desta espécie é forte indicativo de estádios de sucessão, pois por ser uma espécie heliófita coloniza áreas abertas, instala-se, favorece o estabelecimento de outras espécies e não mais se regenera na floresta desenvolvida por causa do sombreamento, permanecendo com uma população senil. São pressupostos desta hipótese: que os campos representam uma vegetação relicto de um clima passado mais seco; e que a floresta é a vegetação do presente, favorecida por um clima mais úmido. As etapas deste processo de expansão da Floresta Ombrófila Mista sobre o campo e sua eventual substituição se traduzem nas seguintes etapas: 1) expansão gradual da vegetação florestal sobre as áreas dos campos adjacentes iniciada por espécies arbustivas e arbóreas pioneiras que caracterizam o início da sucessão, entre elas a *A. angustifolia*; 2) espécies que colonizam o campo modificam o ambiente tornando-o propício para o desenvolvimento florestal; 3) espécies da mata pluvial, por sua vez, invadem as formações com araucária tornando o ambiente inadequado para sua regeneração em função do sombreamento no interior da mata. Para cada uma das fases existem espécies indicadoras das etapas sucessionais, estabelecendo-se as seguintes

associações: araucária e campo, araucária e associações pioneiras, araucária e *Ocotea pulchella* (Ness) Mez. - Lauraceae (canela-lajeana), araucária e *Ocotea porosa* (Ness et Martius ex Ness) L.Barr. (imbuia) e araucária e mata pluvial (Floresta Ombrófila Densa).

Este modelo hipotético não considera a interferência humana no processo da dinâmica florestal. As áreas do Planalto Meridional são utilizadas há mais de um século para atividades pecuárias com a utilização do fogo para manejo de pastagens, o que pode ser responsável pela manutenção de áreas de campos em áreas propícias ao desenvolvimento florestal (PILLAR & QUADROS, 1997; HERINGER & JACQUES, 2001). A evolução da Floresta Ombrófila Mista também é retardada pelo corte seletivo de madeira, manejo da erva-mate (*Ilex paraguariensis*) e do xaxim (*Dicksonia sellowiana* (Presl.) Hook. - Dicksoniaceae) e pastoreio, atividades que impedem o desenvolvimento da submata e propiciam o recrutamento da *A. angustifolia* e outras espécies pioneiras, interrompendo o desenvolvimento da comunidade florestal (OLIVEIRA & ROTTA, 1982; SANQUETA *et al*., 2003; FORMENTO *et al*., 2004; LIEBSCH & ACRA, 2004; SCHMITT *et al*., 2005; SCHAAF *et al*., 2006; HERRERA *et al*., 2009).

2.2. Área de Estudo – Parque Estadual de Campos do Jordão

A. Aspectos Físicos

A área de estudo situa-se no Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ), na região nordeste do Estado de São Paulo, com área total de 8.341 hectares centrada nas coordenadas de 22º40’57” S e 45º27’11” O, em altitudes que variam de 1030 a 2007 metros. O Planalto de Campos do Jordão situa-se na porção sudoeste

da Serra da Mantiqueira, definido como um planalto cristalino em bloco, alçado a 2.000 m de altitude, limitado por escarpas abruptas (MODENESI-GAUTTIERI & HIRUMA, 2004). O soerguimento desta região teve início no Terciário, mas no Plioceno acentuou-se o processo de arqueamento da superfície de aplainamento, reconhecidos hoje, nos topos nivelados e subnivelados deste planalto (MONDENESI, 1988). As rochas cristalinas encontradas no planalto são gnaisse, granitos, quartzitos, xistos, com direção predominante nordeste, com mergulhos de 20° até verticais, que evidenciam fortes pressões tectônicas e intenso metamorfismo (OLIVEIRA *et al*., 1975). Os gnaisses apresentam granulação variada, os quartzitos suportam os espigões mais proeminentes e o xisto, com espessas camadas semi decompostas que favorecem a penetração de raízes. É notada a formação de espesso regolito e a presença constante de contatos litóides. Na feição geomorfológica regional podem-se diferenciar duas unidades de paisagem fisionomicamente heterogêneas com dinâmica, formas e vegetações próprias: os topos de morros e vertentes convexas, ocupados por vegetação de campo e as vertentes retilíneas e anfiteatros de erosão, ocupados por floresta (MODENESI-GAUTTIERI & HIRUMA, 2004).

Os solos do Parque Estadual de Campos do Jordão apresentam grande variação, estão associados ao relevo com declives acentuados e, aparentemente, não apresentam relação estreita com as características gerais da paisagem, exceto os solos litólicos que são ocupados por Campos de Altitude (OLIVEIRA *et al*., 1975). Estes solos apresentam variações morfológicas acentuadas, mas as características químicas são mais constantes, sendo identificados sinais de pedogênese intensa, indicada por baixos valores de soma de bases e saturação em bases, baixos valores de pH e elevados valores de alumínio trocável (OLIVEIRA *et al*., 1975; MODENESI,

1988). Os solos foram identificados nas seguintes classes e respectivas unidades taxonômicas (OLIVEIRA *et al*., 1975):

A. Solos com horizonte B latossólico (não hidromórfico) – unidades taxonômicas: 1. Latossolo Bruno com horizonte A proeminente álico, raso, textura média; 2. Latossolo Bruno com horizonte A álico, raso, textura argilosa; 3. Latossolo Vermelho Amarelo com horizonte A moderado, álico, textura média;
B. Solos com horizonte B textural (não hidromórficos) – unidade taxonômica: 1. Podzólico Vermelho Amarelo Latossólico com horizonte A moderado, textura argilosa;
C. Solos com horizonte B incipiente (não hidromórficos) – unidades taxonômicas: 1. Cambissolo com horizonte A proeminente, álico, textura média; 2. Cambissolo com horizonte A moderado, álico, textura argilosa; 3. Cambissolo com horizonte A moderado, distrófico, textura argilosa; 4. Cambissolo com horizonte A proeminente, textura argilosa.
D. Solos pouco desenvolvidos - Litossolos que são solos rasos e Rankers, que correspondem a solos com horizonte A proeminente e espesso.

O clima é subtropical de altitude, Cfb na classificação de Kõppen, que corresponde ao clima mesotérmico subtropical úmido, com verões frescos, cujas temperaturas médias dos meses mais quentes são inferiores a 22°C, sem estação seca e com geadas freqüentes no inverno (SEIBERT *et al*., 1975). A média das temperaturas mensais é de 14,8°C, com média das mínimas igual a 8,7°C e média das máximas igual a 20,9°C (BARBOSA, 2006). Há ocorrência freqüente de geadas de maio a agosto (ROBIM & PFEIFER, 1989), mas com pequeno efeito no interior da mata. A média da precipitação anual registrada entre 1970 e 2000 foi de 1902,4mm

com os meses de menor precipitação entre maio e agosto, sem apresentar déficit hídrico (BARBOSA, 2006). Os valores de temperatura e pluviosidade de Campos do Jordão encontram-se dentro dos limites climáticos observados para toda a área de ocorrência da *Araucaria angustifolia* (BACKES, 1999).

B. Aspectos Bióticos – Vegetação

Os tipos de vegetação natural encontrados no PECJ foram classificados e mapeados por Seibert *et al*. (1975) em seis unidades fitofisionômicas. Áreas de mata intercalam-se com os campos naturais e antrópicos, que ocupam os topos de morros, divisores de água e vertentes mais suaves, não havendo uma zona de transição entre as duas vegetações. Robin & Pfeifer (1989) confirmaram a distribuição das fisionomias classificadas e mapeadas por Seibert *et al*. (1975) e ressaltaram a relação existente entre o relevo e as formações vegetais. As fitofisionomias foram estratificadas em função do relevo de acordo com o que se segue (ROBIN & PFEIFER, 1989): no terço superior do PECJ, entre 1.800 e 2.000 metros de altitude encontram-se os Campos de Altitude e as Matas Latifoliadas Alta e Baixa; no terço médio, entre 1.600 e 1800 metros, encontram-se campos naturais e antrópicos; Mata de *Araucaria* e *Podocarpus*; Mata latifoliada com *Araucaria* e Mata Latifoliada Alta e Baixa e, no terço inferior, entre 1.500 e 1.600 metros, campos naturais e Mata de *Araucaria* e *Podocarpus*.

Os Campos de Altitude são caracterizados pela presença de Eriocaulaceae (*Paepalanthus* spp., *Eriocaulum* spp.), Melastomataceae (*Lavoisiera cataphracta* DC, *Microlicia isophylla* DC); Asteraceae (*Baccharis* spp., *Eupatorium* spp., *Eremanthus erythropappus* DC) e Poaceae (*Panicum* spp.), entre outras espécies.

As denominações Mata Latifoliada Baixa e Mata Latifoliada Alta, adotadas no Plano de Manejo do PECJ (SEIBERT *et al*., 1975) e por Robim & Pfeifer (1989) referem-se a Floresta Ombrófila Densa Alto Montana e a caracterização alta e baixa diz respeito a altura da sinúsia arbórea. A Mata com *Araucaria* e *Podocarpus* corresponde à Floresta Ombrófila Mista, com dominância fisionômica e estrutural das duas coníferas, e a Mata Latifoliada com Araucária, refere-se ainda à Floresta Ombrófila Mista, mas com menor densidade e dominância das coníferas e predomínio das Angiospermae.

2.3. Procedimentos de Campo

O local de estudo consiste de uma área amostral de forma irregular alocada em fundo de vale, a 1.580 m de altitude, com o seu centro nas coordenadas geográficas 22°41’78”S e 45°28’49”O (figura 2.3). Os dados analisados neste trabalho foram coletados em dois momentos. O primeiro inventário ocorreu entre maio e dezembro de 1988 e o segundo entre março e novembro de 2008. No primeiro inventário foi delimitada uma área contígua de 0,5ha, subdividida em 20 parcelas de 10 x 25m, orientadas de sul para norte, onde as árvores observadas receberam etiquetas de identificação, cujos números foram utilizados para elaborar um mapa de posicionamento. A forma irregular da área amostral é dada pela disposição das parcelas, adequada às limitações impostas pelas características do relevo. Nos setores sul e oeste a limitação foi devida à proximidade da borda do campo com a mata, e no setor leste uma sequência de ravinas com mais de 3m determinou os limites da área. O acesso à área se dá pelo lado sul, onde foi colocada a primeira estaca de delimitação, a partir da qual foram numeradas as

parcelas seqüencialmente de 1 a 20. (figura 2.4). O segundo inventário envolveu a recuperação da grade de amostragem. Foram tomadas medidas do caule de todos os indivíduos lenhosos com perímetro do tronco a 1,3m do solo igual ou superior a 5cm, transformadas em diâmetro (dap). No primeiro inventário, as estimativas da altura máxima dos indivíduos foram feitas por comparação com uma referência de 5m; no segundo foram utilizadas as hastes da tesoura de poda alta (sete hastes acopláveis, cada uma medindo 1,80m) atingindo-se a altura máxima de 12,6m, ambas graduadas de 0,5 em 0,5m. Alturas superiores às referências foram obtidas com telêmetro óptico no primeiro inventário e com trena laser (Leica Disto A8) no segundo. Quando possível, as árvores maiores tiveram suas alturas conferidas através de cálculo trigonométrico. Todos os indivíduos receberam plaquetas de identificação e suas posições foram registradas em mapa com precisão de 0,1m, tendo como referência a grade de parcelas subdividida em unidades de 5 x 5m. As identificações dos indivíduos do primeiro inventário que perderam suas etiquetas foram recuperadas com as informações sobre a espécie, posicionamento individual na grade, o posicionamento relativo aos indivíduos com etiqueta e dos dados biométricos. A constatação de morte de indivíduos também foi feita com base na posição relativa aos indivíduos identificados. Material reprodutivo ou vegetativo de cada indivíduo foi coletado e herborizado. As exsicatas foram utilizadas para identificação taxonômica através de consultas a especialistas e comparações com coleções de herbários, adotando-se o sistema de classificação de Cronquist (1988).

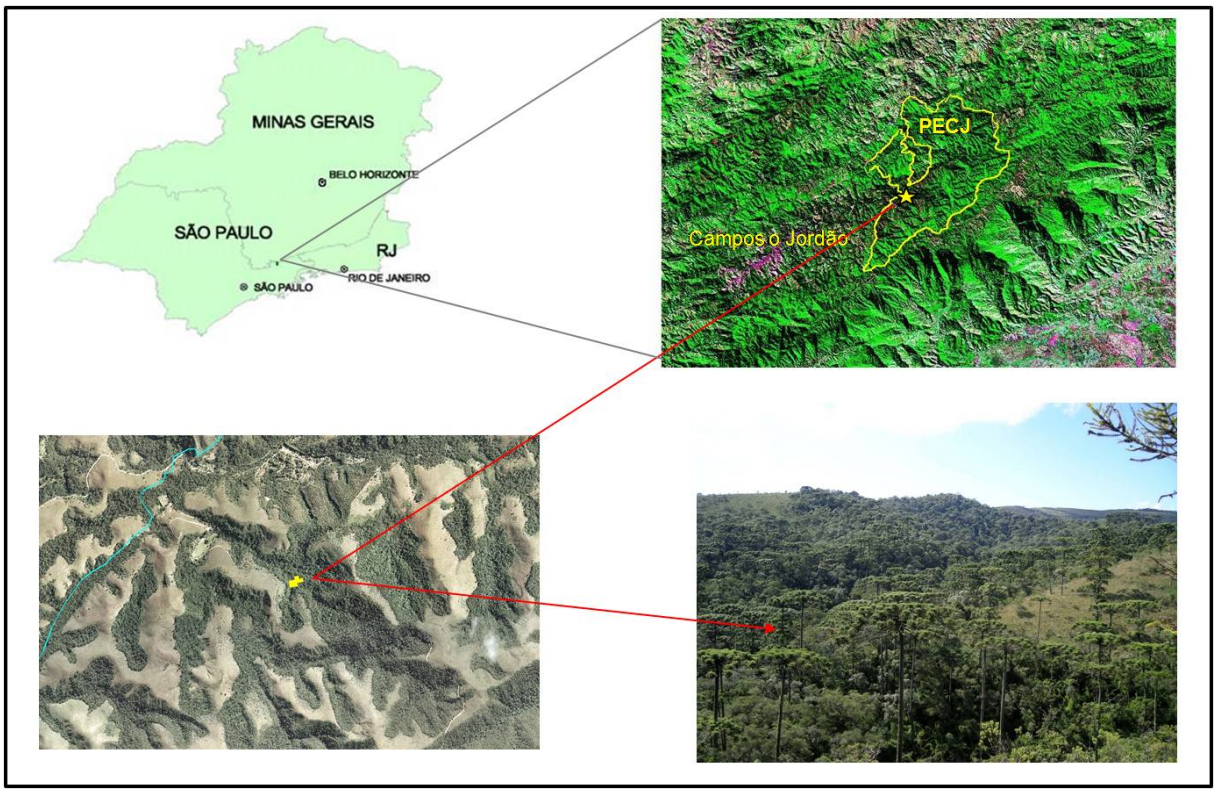


Figura 2.3. Localização da área de estudo na região sudeste do Brasil. Imagem TM Landsat (2003) com o limite do Parque Estadual de Campos do Jordão, SP; fotografia aérea ortorretificada das áreas de floresta e campos de altitude no PECJ (2005); e fotografia panorâmica da área amostral (2008). Coordenadas geográficas do centro da parcela: longitude: 45°:28':49" O; latitude:. 22°:41':78" S. (símbolos amarelos indicam a posição aproximada da área amostral).

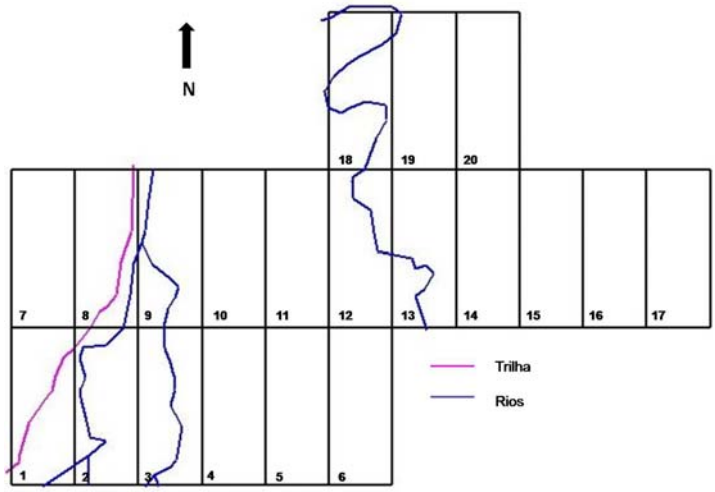


Figura 2.4. Forma da área amostral total com a divisão e numeração das parcelas de 10 x 25m.

Referências Bibliográficas

AB'SÁBER, A.N. 1977. Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul por ocasião dos períodos glaciais quaternários. **Paleoclimas** 3: 1-19.

AZEVEDO, L.G. 1965. Contribuição à delimitação dos tipos de vegetação do Estado de São Paulo – região de Campos do Jordão. **Arquivos de Botânica do Estado de São Paulo** 4(1): 11-21.

BACKES, A. **Contribuição ao conhecimento da ecologia da Mata de Araucaria.** 1973. Tese de Doutorado– Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo. 235p.

BACKES, A. 1983. Dinâmica do pinheiro brasileiro. **Iheringia** (Série Botânica) 30: 49-84.

BACKES, A. 1999. Condicionamento climático e distribuição geográfica de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no Brasil - II. **Pesquisa** (Botânica) 49: 31-51.

BACKES, A. 1999. Condicionamento climático e distribuição geográfica de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no Brasil - II. **Pesquisa** (Botânica) 49: 31-51.

BACKES, A. 2001. Determinação da idade e regeneração natural de ume população de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em um povoamento florestal localizado no município de Caxias do Sul, RS, Brasil. **Iheringia** (Série Botânica) 56: 115-130.

BARBOSA, J.M.V. 2006. Utilização de método de interpolação para análise e espacialização de dados climáticos: o SIG como ferramenta. **Caminhos de Geografia** 9: 85–96.

BEHLING, H. 1997. Late Quaternary vegetation, climate and fire history of the Araucaria forest and campos region from Serra Campos Gerais, Paraná State (South Brazil). **Review of Palaeobotany and Palynology** 97: 109-121.

BEHLING, H. 2002. South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology** 177: 19-27.

BEHLING, H.; PILLAR, V.D.; ORLÓCI, L. & BAEURMANN, S.G. 2004. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambara. do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology** 203: 277-297.

BIGARELA, J.J. 1964. Variações climáticas no Quaternário e sus implicações no revestimento florístico do Paraná. **Boletim Paranaense de Geografia** 10-15: 211-231.

CARVALHO, P. E. R. 1994. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira.** Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisas Florestais. Colombo: EMBRAPA-CNPF; Brasília: EMBRAPA-SPI. 640p.

CARVALHO, M.M.X. & NODARI, E. S. 2008. As origens da indústria madeireira e do desmatamento da floresta de araucária no Médio Vale do Iguaçú (1884 - 1920). **Cadernos do CEOM** 21(9): 63-81.

CRONQUIST, A. 1981. **An integrated system of classification of flowering plants**. Columbia University Press, New York. 1282p.

DUARTE, L.; DOS-SANTOS, M. M. G.; HARTZ, S. M. & PILLAR, V. D. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in South Brazil. **Austral Ecology** 31: 520-528.

DUTRA, T. L. & STRANZ, A. 2003. História das Araucariaceae: a contribuição dos fósseis para o entendimento das adaptações modernas da família no

Hemisfério Sul, com vistas a seu manejo e conservação. In: RONCHI, L. H. & COELHO, O. G. W. (Orgs.) **Tecnologia diagnóstico e planejamento ambiental.** Ed. UNISINOS, São Leopoldo. p. 293-351.

FORMENTO, S.; SCHORN, L.A. & RAMOS, A.B.R. 2004. Dinâmica estrutural arbórea de uma Floresta Ombrófila Mista em Campo Belo do Sul, SC. **Cerne** 10: 196-212.

GUERRA, M.P., SILVEIRA, V., REIS, M.S. & SCHNEIDER, L. 2002. Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia*). In: L.L. Simões & C.F. Lino, (Orgs.). **Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais.** Senac, São Paulo, p.85-102.

HERINGER, I. & JACQUES, A.V.A. 2001. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta-campo. **Ciência Rural** 31(6): 1085-1090.

HERRERA, H.A.R.; ROSOT, N.C.; ROSOT, M.A.D. & OLIVEIRA, Y.M.M. 2009. Análise Florística e Fitossociológica do Componente Arbóreo da Floresta Ombrófila Mista Presente na Reserva Florestal EMBRAPA/EPAGRI, Caçador, SC, Brasil. **Floresta** 39: 485-500.

HUEK, K. 1953. Distribuição e habitat natural do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*). **Boletim da Faculdade de Filosofia e Ciências da Universidade de São Paulo (Botânica)** 156: 67-81.

IBGE. 1992. **Manual técnico da vegetação brasileira**. IBGE, Rio de Janeiro. 92p. (Série Manuais Técnicos de Geociências, 1).

JARENKOW, J.A. 1999. Tipologias florestais com araucária no sul do Brasil In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 50, 1999 Blumenau. **Resumos . . .** Blumenau: Sociedade Botânica do Brasil / FURB, p.299.

KERSHAW, P. & WAGSTAFF, B. 2001. The Southern Conifer Family Araucariaceae: History, Status, and Value for Paleoenvironmental Reconstruction. **Annual Review of Ecology and Systematics** 32: 397-414.

KLEIN, R.M. 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia** 12: 17-44.

KLEIN, R.M. 1984. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Sellowia** 36: 5-54.

LEDRU, M-P.; BRAGA, P. I.S.; SOUBIE´S, F.; FOURNIER, M.; MARTIN, L.; SUGUIO, K. & TURCQ, B. 1996. The last 50,000 years in the Neotropics (Southern Brazil): evolution of vegetation and climate. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology** 123: 239–257.

LEDRU, M-P.; MOURGUIART, P. & RICCOMINI, C. 2009. Related changes in biodiversity, insolation and climate in the Atlantic rainforest since the last interglacial**. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology** 271:140-152.

LIEBSCH, D. & ACRA, L.A. 2004. Riqueza de espécies de sub-bosque de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Tijucas do Sul, PR. **Ciência Florestal** 14(1): 67-76.

LIMA, W. G. & GUEDES-BRUNI, R.R. 2004. *Myrceugenia* (Myrtaceae) ocorrentes no Parque Nacional Do Itatiaia, Rio de Janeiro. **Rodriguésia** 55(85): 73-94.

LINDMAN, C.A.M. 1974. **A vegetação no Rio Grande do Sul**. FERRI, M.G.(Ed.). Editora Itatiaia. 377p.

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

MAACK, R. 1948. Notas preliminares sobre o clima, solos e vegetação do Estado do Paraná. **Arquivos de Biologia e Tecnologia** 3: 99-200.

MODENESI-GAUTTIERI, M.C. & HIRUMA, S.T. 2004 A expansão urbana no planalto de Campos do Jordão. Diagnóstico geomorfológico para fins de planejamento. **Revista do Instituto Geológico** 25:1-28.

MODENESI, M.C. 1988. Significado dos depósitos correlativos quaternários em Campos do Jordão - São Paulo: implicações paleoclimáticas e paleoecológicas. São Paulo: Instituto Geológico, 155p. (Boletim 7).

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.F.R. & ROTTA, C.C. 1975. Solos do Parque Estadual de Campos do Jordão. SãoPaulo: **Revista do Instituto Florestal** 9: 125-155.

OLIVEIRA, J.M. & PILLAR, V.D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. **Community Ecology** 5:197-202.

OLIVEIRA, Y.M.M. & ROTTA, E. 1982. Levantamento da estrutura horizontal de uma mata de araucária do Primeiro Planalto Paranaense. **Boletim de Pesquisa Florestal** 4: 1-46.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica** 32: 793-810.

PESSENDA, L.C.; OLIVEIRA, P.E.; MOFFATO, M.; MEDEIROS, V.B.; FRANCISCHETTI, R.J.; ARAVENA, R.; BANDASSOLI, J.A.; LEITE, A.Z.; SAAD, A.R. & ETCHEBEHERE, M.L. 2009. The evolution of a tropical rainforest/grassland mosaic in southeastern Brazil since 28,000 14C yr BP based on carbon isotopes and pollen records. **Quaternary Research** 71: 437–452.

PILLAR, V.P. & QUADROS, F.L.F. 1997. Grasslands-forest boundaries in Southern Brazil. **Coenoses** 12(2-3): 119-126.

RAMBO, B. 1949. A flora de Cambará. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues** 1: 111-135.

RAMBO, B. 1951. O elemento andino no Pinhal Riograndense. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues** 3: 7-39.

RAMBO, B. 1953. História da flora do Planalto Riograndense. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues** 5: 185-232.

RAMBO, B. 1956. A flora fanerogâmica dos Aparados Riograndenses. **Sellowia** 7: 235-298.

RIZZINI, C. T. 1979. **Tratado de Fitogeografia do Brasil**. São Paulo: HUCITEC, v. 2. 374p.

ROBIM, M.J. & PFEIFER, R.M.1989. Correlações de características do meio biofísico do Parque Estadual de Campos do Jordão, SP. **Acta Botanica Brasilica** 2:175-181.

SANQUETA, C. R. & MATTEI, E. 2006. **Perspecticas de Recuperação e Manejo Sustentável das Florestas de Araucária.** Multi-Graphic, Curitiba. 264p.

SANQUETA, C.R.; CORTE, A.P.D. & EISFELD, R.L. 2003. Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de Araucária (*Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.) no Estado do Paraná, Brasil. **Revista Ciências Exatas e Naturais** 5: 101-112.

SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; GALVÃO, F. & SANQUETTA, C.R. 2006. Alteração na estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista no período entre 1979 e 2000. **Revista Árvore** 30: 283-295.

SCHMITT, J.L.; BUDKE, J.C. & WINDISCH, P.G. 2005. Aspectos florísticos e ecológicos de pteridófitas epifíticas em cáudices de *Dicksonia sellowiana* Hook. (Pteridophyta, Dicksoniaceae), São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Pesquisa** (Botânica) 56: 161-172.

SEIBERT, P. NEGREIROS, O.C.; BUENO, R.A.; EMMERICH, W.; MOURA NETO, B.S.F.; GUILLALMON, J.R.; MONTAGNA, R.G.; BARRETO, R.A.A.; NOGUEIRA, J.C.B.; GARRIDO, M.A.de O.; MELLO FILHO, L.E. de, EMMERICH, M.; MARCONDES, M.A.P.; CESAR, S.F.; MATTOS, J.R.de, OLIVEIRA, M. C. de & GODOY, A. 1975. Plano de Manejo do Parque Estadual de Campos do Jordão. **Boletim Técnico do Instituto Florestal de São Paulo** 19: 1-153.

SEITZ, R. A. 1982. A regeneração natural de Araucaria angustifolia. **Silvicultura Em São Paulo** (Edição Especial) 16A**:** 412–20.

SETOGUCHI, H.; OSAWA, T.A.; PINTAUD, J.C.; JAFFRE, T. & VEILLON, J-M. 1998. Phylogenetic relationships within Araucariaceae based on *rbcL* gene sequences. **American Journal of Botany** 85(11): 1507–1516.

SOARES, R.V. 1979. Considerações sobre a regeneração natural da Araucaria angustifolia. **Revista Floresta** X(2): 12-18.

SOBRAL, M. & PROENÇA, C.E.B. 2006. *Siphoneugena delicata* (Myrtaceae), a New Species from the Montane Atlantic Forests of Southeastern Brazil. **Novon** 16(4): 530-532,

SOLÓRZANO-FILHO, J.A. 2001. **Demografia, Fenologia e Ecologia da Dispersão de Araucaria angustifolia (Bert.) Kuntze (Araucariaceae), numa População Relictual em Campos do Jordão, SP**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo. 155p

STOKEY, R.A. 1982. The Araucariaceae: an evolutionary perspective. **Review of Palaeobotany and Palynology** 37:133–54.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C. A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. IBGE, Rio de Janeiro. 123p

CAPÍTULO 3

Dinâmica Estrutural e Florística do Componente Arbóreo em Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP, Brasil

RESUMO

Investigou-se a dinâmica da estrutura fitossociológica, da diversidade de espécies e da composição florística do componente arbóreo de uma área de Floresta Ombrófila Mista no sudeste do Brasil para verificar o estadio sucessional da comunidade. Foram obtidos dados biométricos e florísticos das árvores com dap ≥ 1,6 cm em uma parcela permanente de 0,5 ha no Parque Estadual de Campos do Jordão, em duas datas (1988 e 2008). Parâmetros de importância dos taxa encontrados na área de estudo nas duas datas foram comparados para determinar, com testes de correlação de postos, se ocorreram mudanças significativas na estrutura fitossociológica do componente arbóreo amostrado nas duas datas. Foram calculadas as correlações por postos de Spearman da sinusia arbórea como um todo e classificada em dois grupos estratos, o dominante (dap≥10cm) e a submata (1,6 ≤dap ≤ 9,9cm). Foi observado um declínio substancial no número de indivíduos da comunidade (-17%), concentrado na submata (-21%) e insignificante no estrato dominante (-1%). A ordem de importância dos taxa não apresentou alterações significativas conforme indicado pela correlação de postos de Spearman para a comunidade e estratos da submata e dominante (r = 0,83 ; 0,78; 0,77, respectivamente). Também foram encontradas pequenas diferenças entre os índices de diversidade obtidos nas duas datas (riqueza de especies, diversidade de Shannon, dominância de Simpson e equabilidade de Pielou). Para a análise da dinâmica florística as espécies foram classificadas em abundantes, ocasionais e raras em função de suas abundâncias. As mudanças se deram por uma redução no número de espécies abundantes (-5%) e aumento das espécies ocasionais e raras (15% e 20%, respectivamente). Onze espécies presentes em 1988 não foram registradas em 2008 e quinze morfoespécies são exclusivas do segundo inventário. *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii* foram as espécies dominantes nas duas observações e Myrtaceae a família com maior riqueza e dominância. Modificações na submata com aumento do valor de cobertura de espécies umbrófilas substituindo em cobertura espécies características das áreas mais abertas e ausência de juvenis para as duas Gymnospermae que dominam a floresta são indicativos de um processo sucessional em curso.

ABSTRACT

The dynamics of the phytosociological structure, species diversity and floristic composition of the tree component of an area of Mixed Ombrophillous Forest in Southeast Brazil were investigated in order to verify the successional status of the community. Biometric and floristic data of all trees with dbh ≥ 1.6 cm were acquired for two dates (1988 and 2008) within a 0.5 ha permanent plot in Campos do Jordão State Park. Importance parameters for the taxa found in the study area were compared in order to determine, through Spearman rank correlation tests, if significant changes occurred in the phytosociological structure of the sample between the two dates. Rank correlation were calculated for the tree sinusia as a whole and classified into two strata, the dominant (dbh≥10cm) and the understory (1.6 cm ≤ dbh ≤ 9.9 cm). A substantial decline in the number of individuals of the community was observed (-17%), concentrated in the understory (-21%) and insignificant in the dominant stratum (-1%). No significant change occurred in the importance order of the taxa as indicated by the Spearman rank correlation for the community, understory and dominant strata (r = 0.83; 0.78; 0.77, respectively). It was also found small differences between the diversity indexes obtained for the two inventories (species richness, Shannon's diversity, Simpson's dominance and Pielou's equability). For the analysis of the floristic dynamic the species were classified into abundant, occasional and rare as function of their abundance. Changes were given by reduction in the number of abundant species (-5%) and increase in occasional and rare species (15% and 20%, respectively). Eleven species present in 1988 were not recorded in 2008 and fifteen morphospecies are exclusive of the second inventory. *Araucaria angustifolia* and *Podocarpus lambertii* were the dominant species in the two observations and Myrtaceae the family with the highest richness and dominance values. Changes in understory caused by replacement in cover value of species typical of open areas by umbrophyllous ones and the absence of juveniles for the two dominant Gymnospermae indicate an ongoing succession process.

3.1. Introdução

As dinâmicas da composição, da estrutura e da abundância de árvores de uma comunidade florestal permitem avaliar se está ocorrendo um processo sucessional, distinguir o estádio de evolução da comunidade e perceber características de sua maturidade (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001). Estudos de dinâmica florestal, em geral, utilizam parcelas permanentes nas quais se registra a biometria das espécies presentes em diferentes datas. Estes dados são sintetizados em taxas de recrutamento, crescimento e mortalidade das espécies que persistem e do registro de mudanças na composição florística (LIEBERMAN *et al*., 1985; MANOKORAN & KOCHUMMEN, 1987; SWAINE *et al*., 1987; SHEIL & MAY, 1996). Acompanhar as modificações que ocorrem durante o processo sucessional aumenta a compreensão da dinâmica florestal, que auxilia nas decisões sobre o manejo e a conservação dos recursos florestais (BROWN & LUGO, 1990; GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001).

Na visão contemporânea da dinâmica florestal o paradigma de que o processo sucessional é determinístico e previsível, culminando na comunidade climácica, *sensu* Clements (1936), foi substituído pela concepção de que a vegetação sofre variações contínuas em várias escalas de tempo e espaço (PICKETT *et al*., 1987). Florestas maduras apresentam equilíbrio dinâmico em que, ocorrem flutuações nas taxas de recrutamento e mortalidade das populações que a constituem, mas a comunidade tende para a estabilidade (FELFILI, 1995). Neste contexto estabilidade é conseqüência de um processo estocástico de persistência da composição de espécies, e respectivas importâncias (CONNELL & SOUSA, 1983). Flutuações mais acentuadas nas taxas de recrutamento e mortalidade podem levar

as populações à instabilidade, ou seja, a incapacidade de retorno a situação de equilíbrio dinâmico (PIMM, 1984) o que pode causar extinções locais.

Florestas montanas tropicais situam-se sob características climáticas distintas do entorno, o que lhes confere uma condição de isolamento, semelhante à situação insular. Como exemplos de questões decorrentes da condição insular e altitudinal que atuam sobre os processos dinâmicos em florestas podem ser citados: a distância dos centros de origem da flora que a constitui e, para muitas espécies, a impossibilidade de migração criando áreas de endemismo (GENTRY, 1995); o tamanho das populações presentes e seu isolamento que as submete a processos estocásticos genéticos e demográficos (KAPPELLE *et al*., 1995); os gradientes vegetacionais em função da variação de temperatura e umidade (SARMIENTO, 1987) e a complexidade da topografia (BENISTON, 2003).

Além dos fatores acima mencionados o contexto da paisagem também exerce influência sobre os processos dinâmicos em ecossistemas florestais. Nas florestas de maneira geral, e nos ambientes montanos em particular, o tamanho, a forma, o tempo de isolamento, o tipo de matriz onde as manchas florestais se inserem e o histórico de perturbações são fatores que devem ser considerados nos estudos ecológicos (TURNER, 1989; METZGER *et al*., 2006). As áreas de borda entre manchas de vegetação são importantes nos processos dinâmicos, pois representam locais onde os processos de substituição de espécies são provavelmente mais intensos (OLIVEIRA & PILLAR, 2004).

A maior parte dos remanescentes florestais na Região Sudeste do Brasil em estádios avançados de desenvolvimento está localizada em áreas montanhosas. Entre estes remanescentes encontram-se as maiores extensões da Floresta

Ombrófila Mista disjuntas de sua área nuclear na Região Sul (HUECK, 1972). Estas florestas, também denominadas Florestas com *Araucaria*, são formadas por dois componentes com características funcionais distintas, a Gymnospermae *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae), que domina fisionomicamente a floresta, associada com diferentes espécies de Angiospermae que compõem o dossel e submata da floresta (IBGE, 1992). Em muitas formações também está presente outra Gymnospermae, *Podocarpus lambertii* Klotzsch (Podocarpaceae). Diferenças funcionais e estruturais entre estes dois componentes da floresta parecem ser determinantes na dinâmica florestal. *A. angustifolia* é uma pioneira longeva (LONGHI, 1980), de tamanho expressivamente maior do que os demais componentes da floresta e, por ser heliófita, requer distúrbios para garantir seu recrutamento (BACKES, 2001). A sua presença nas florestas do Planalto Meridional do Brasil é considerada indicativa de instabilidade da sinúsia arbórea (HUECK, 1953; KLEIN, 1960). Além disso, árvores de grande porte não só determinam a estrutura física da floresta, como atuam sobre processos dinâmicos, pois ao tombar derrubam outras árvores e abrem grandes clareiras onde se inicia novo processo de colonização (SWAINE *et al*., 1987; CLARK & CLARK ,1996).

O objetivo geral deste trabalho é o de analisar as mudanças florísticas e estruturais do componente arbóreo de trecho de Floresta Ombrófila Mista Montana ocorridas em um intervalo de 20 anos. Buscou-se avaliar se ocorreram modificações na estrutura fitossociológica do componente arbóreo que indiquem mudanças sucessionais e, a instabilidade sugerida para esta formação florestal na região sul do Brasil.

3.2. Material e Métodos

Área e Objeto de Estudo

No Planalto de Campos do Jordão encontram-se as maiores extensões da Floresta Ombrófila Mista disjuntas de sua área nuclear (HUECK, 1972). Há poucas informações sobre a composição florística e sobre a estrutura destas florestas na região, destacando-se os trabalhos realizados por Robim *et al*. (1990), Los (2004), Solórzano-Filho (2001) e Mantovani *et al.* (2004) no Parque Estadual de Campos do Jordão sendo, os dois últimos, restritos a populações de *Araucaria angustifolia*. O estudo de Los (2004) é o único levantamento florístico e estrutural do componente arbóreo da Floresta Ombrófila Mista na região.

Questões sobre a dinâmica de sucessão e de regeneração da Floresta Ombrófila Mista já instigavam naturalistas como Rambo (1953) e Hueck (1953). Em suas observações nas áreas do Planalto Sul-brasileiro, em que as áreas florestais são interrompidas por extensas áreas de campo, ressaltaram o papel de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze nas áreas de contato, como espécie heliófila agressiva que ocupa áreas campestres. Klein (1960) levantou a proposição de que, embora *A. angustifolia* seja dominante fisionômica e estruturalmente na Floresta Ombrófila Mista, não compõe sua etapa climácica. Segundo este autor, freqüentemente esta floresta forma um mosaico com as formações campestres, o que origina associações em estádios sucessionais variados. Klein (1960, 1984) chama atenção para aspectos da biogeografia histórica, em que os campos são mais antigos que a Floresta Ombrófila Mista, a qual seria mais antiga que a Floresta Pluvial (Ombrófila Densa). As populações de *A. angustifolia* encontram-se em estádio de desequilíbrio

e em processo de substituição por espécies latifoliadas típicas da Floresta Ombrófila Densa nas formações florestais mais maduras.

As hipóteses propostas para a instabilidade na dinâmica do componente arbóreo referem-se às florestas da área nuclear. As dinâmicas de sucessão e de regeneração na Floresta Ombrófila Mista sugerem instabilidade, seja por questões ecológicas, em função da dominância de uma espécie heliófila longeva, com distribuição senil em florestas maduras (LONGHI, 1980; JARENKOW, 1985); ou por desequilíbrios causados por diferentes níveis de interferência antrópica (SANQUETA *et al*., 2003; SCHAAF *et al*., 2006).

Estudos temporais auxiliam no entendimento de que os processos sucessionais observados nas florestas da região Sul se aplicam aos remanescentes das regiões montanhosas do Sudeste. Diferenças geomorfológicas entre as áreas de ocorrência com as florestas da região sul localizadas em áreas mais estáveis e de fácil acesso levaram a uma maior pressão de exploração. Os remanescentes da Serra da Mantiqueira situados em locais com topografia acidentada e dinâmica e, em condição de isolamento, podem estar sujeitos a diferentes processos de mudança.

A descrição detalhada da área de estudo, localizada dentro do Parque Estadual de Campos do Jordão, no estado de São Paulo, e dos procedimentos de campo utilizados nos dois inventários estão relatados no capítulo I. Foi instalada em 1988 uma área amostral de 0,5ha, dividida em parcelas contíguas de 10 x 25m, em área de Floresta Ombrófila Mista, em fundo de vale a 1.600 m de altitude. Nestas parcelas foram registrados, em 1988 e 2008, dados biométricos e florísticos de todos os indivíduos lenhosos com diâmetro do caule a 1,30m do solo (dap), maior ou igual

a 1,6cm. Todos os indivíduos receberam plaquetas de identificação e suas posições foram registradas em mapa com precisão de 0,1m, tendo como referência uma grade de 5 x 5m na parcela de 0,5ha.

Os resultados obtidos são comparados com estudos realizados no Paraná (OLIVEIRA & ROTTA, 1992; RONDOM NETO *et al*., 2002; SEGER *et al*., 2005; WATZLAWICK *et al*., 2005; CORDEIRO & RODRIGUES, 2007; NASCIMENTO *et al*., 2007; ALBUQUERQUE, 2009), Santa Catarina (FORMENTO *et al*., 2004; HERRERA *et al*., 2009) e Rio Grande do Sul (NASCIMENTO *et al*., 2001; MAUSS, 2002; SONEGO *et al*., 2007) área nuclear da Floresta Ombrófila Mista no Brasil, e com o estudo realizado por Los (2004) na mesma bacia hidrográfica do presente trabalho. Os estudos usados para comparação foram separados em dois grupos em função do critério de inclusão utilizado nos inventários.

Análise dos Dados

Os dados obtidos nos dois inventários foram separados em dois componentes para análise, além de ser avaliada toda a sinúsia arbórea. O primeiro componente, ou estrato dominante, foi composto por espécies que formam o dossel da floresta e as árvores emergentes, contendo as árvores com dap maior ou igual a 10 cm; o segundo componente, denominado submata, é composto por espécies que completam seu ciclo de vida no interior da floresta e por jovens do componente dominante e abrange as árvores com dap maior que 1,6 cm e menor que 9,9 cm. Esta separação servirá para avaliar o estrato que define a fisionomia da floresta, e compará-lo com a submata que permite observar se há regeneração natural das populações arbóreas. O critério de diâmetro adotado para o estrato dominante é

freqüentemente utilizado em estudos nesta formação florestal nos estados sulinos, o que facilitará a comparação dos padrões de mudança observados.

A caracterização da estrutura fitossociológica da comunidade foi feita através do uso dos descritores quantitativos usuais registrados para cada táxon: densidades absoluta e relativa, freqüências absoluta e relativa, dominâncias absoluta e relativa e os valores de cobertura (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). Decidiu-se por não utilizar o índice de valor de importância (IVI) por este considerar duas vezes descritores que são dependentes do número de indivíduos, a densidade e a freqüência. Esta decisão também foi baseada no tamanho da área amostral que é pequena para analisar a freqüência adequadamente. Para caracterizar a diversidade observada nas duas datas, foram utilizados os índices de diversidade de Shannon, Simpson e equabilidade de Pielou, e o diagrama de Whittaker de distribuição de abundância das espécies (MAGURRAN, 1988). Os índices de diversidade foram calculados com o programa PAST (HAMMER *et al.*, 2001) e os demais cálculos foram feitos em planilha Excel.

Para testar se as modificações na composição florística da sinúsia arbórea e dos seus componentes dominantes e de submata foram significativas, utilizaram-se os seguintes procedimentos: (a) as espécies presentes em cada componente amostrado foram ordenadas utilizando seus valores de cobertura; (b) as ordenações obtidas para cada estrato e para o total da sinúsia arbórea foram comparadas com medidas de correlação de postos de Spearman e suas provas de significância (ZAR, 1996). Como os dados não permitem a utilização do teste paramétrico foi escolhido o teste de correlação de postos de Spearman, por apresentar uma eficiência de 91% quando comparado com a prova paramétrica de correlação, o coeficiente *r* de Pearson (SIEGEL, 1975), e funcionar melhor que o teste de Kendall quando o

número de postos é maior que 20 (ZAR, 1996). Os testes foram calculados com o programa PAST (HAMMER *et al.*, 2001).

Para avaliar modificações na abundância das espécies entre os dois inventários, as populações foram agrupadas em três classes, em função do número de indivíduos presentes na amostragem de 1988: (1) populações abundantes – constituídas por pelo menos 10 indivíduos; (2) populações ocasionais – constituídas por 2 a 9 indivíduos e (3) populações raras – constituídas por 1 indivíduo. Foram calculadas variações absolutas e percentuais para o conjunto de todas as espécies, para o estrato dominante e para a submata em cada classe de abundância.

3.3. Resultados

Os resultados encontrados mostram pequenas variações na estrutura fitossociológica da sinúsia arbórea na área inventariada. Foram encontradas mudanças na estrutura física, com perda de área basal, causada pela queda de indivíduos de grande porte, e redução no número total de árvores, mas estas não significaram alteração na ordem de importância e cobertura das espécies no intervalo de 20 anos. As espécies organizadas por ordem alfabética de família e os respectivos parâmetros fitossociológicos registrados para toda a sinúsia arbórea, a submata e o componente dominante, nos dois inventários, encontram-se listados nos anexos 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Os resultados são apresentados para a sinúsia arbórea como um todo, para o estrato dominante e para a submata.

Sinúsia Arbórea

Parâmetros fitossociológicos

No primeiro inventário registrou-se 32 famílias, 54 gêneros e 81 espécies e no segundo, 32 famílias, 51 gêneros e 85 espécies. Três famílias, seis gêneros e onze espécies são exclusivos do primeiro inventário e três famílias, três gêneros e quinze morfoespécies (nove identificadas no nível de gênero e duas no nível de família) são exclusivos do segundo (Anexo 2). As mudanças observadas não alteraram a ordem de cobertura das espécies de forma significativa, como pode ser constatado pelo valor obtido no teste de correlação por postos de Spearman ($\mathbf{r_s}$ = 0,83, $\boldsymbol{p}$ = 5,41 x 10^{-25}).

Ocorreram pequenas mudanças entre as duas datas na ordenação das espécies que ocupam as 20 primeiras posições, que em 1988 contribuíram com 78% da densidade e 94% da dominância e em 2008, contribuíram com 75% da densidade e 89% da dominância. As mudanças ocorridas na ordenação das espécies que ocupavam as 20 primeiras posições foram: saída de três espécies: *Miconia biglomerata*, que foi da 17ª posição para a 30ª; *Piptocarpha axillaris*, da 18ª para a 21ª, e *Pimenta pseudocaryophyllus*, da 19ª para 26ª. Passaram a compor o grupo das 20 espécies mais importantes: *Rudgea jasminoides*, que foi da 38ª para a 13ª; *Symplocos celastrinea*, da 23ª para a 15ª e S. *platyphylla*, da 22ª para a 17ª (figura 3.1).

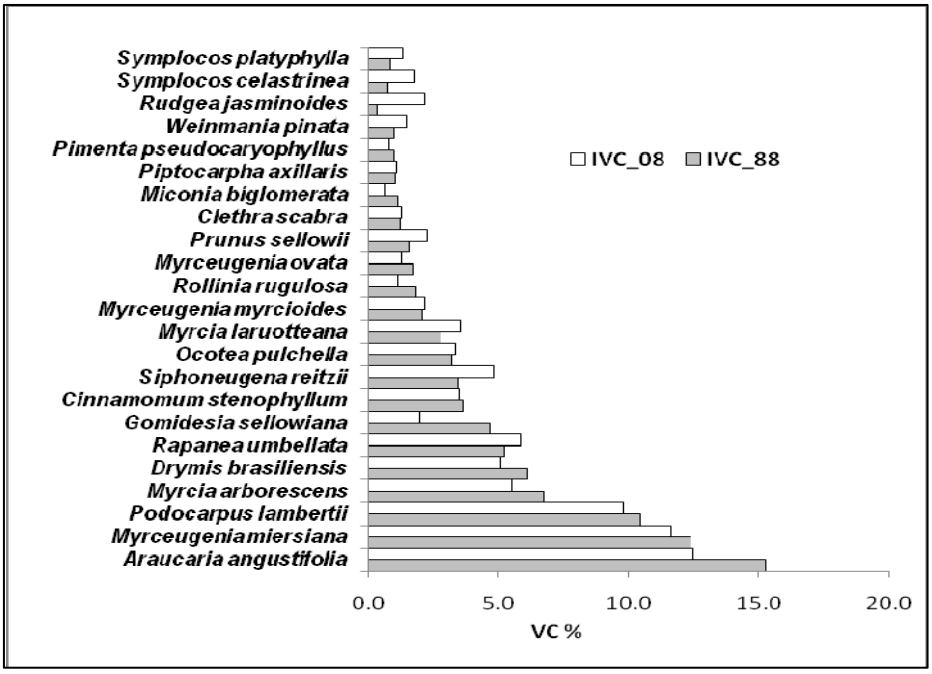


Figura 3.1. Espécies que apresentaram os vinte maiores valores de cobertura na sinúsia arbórea, em 1988 e 2008, em trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP. As espécies grifadas apresentam as principais mudanças entre os dois inventários.

As famílias com maiores riquezas específicas nas duas datas foram Myrtaceae, com quinze espécies em 1988 (18,5%) e vinte e uma em 2008 (24,7%), Lauraceae, com nove espécies nas duas datas ou 11,1% do total em 1988 e 10,6% em 2008. Estas famílias são importantes na flora das Florestas Ombrófilas Densa Atlântica e Mista, e são as que apresentam maior riqueza nas florestas mais preservadas na área nuclear da Floresta Ombrófila Mista (RAMBO, 1953; KLEIN, 1984).

Análise da diversidade

A análise da diversidade, feita através da distribuição de abundância das espécies mostra pequenas diferenças quando se comparam as curvas obtidas nos dois inventários (figura 3.2) e, apesar do número total de espécies não ser tão alto quanto o encontrado nas Florestas Ombrófilas de terras baixas, reflete um padrão comum

em áreas tropicais, com grande número de espécies raras (TERBORGH *et al.*, 2002; WRIGHT, 2002).

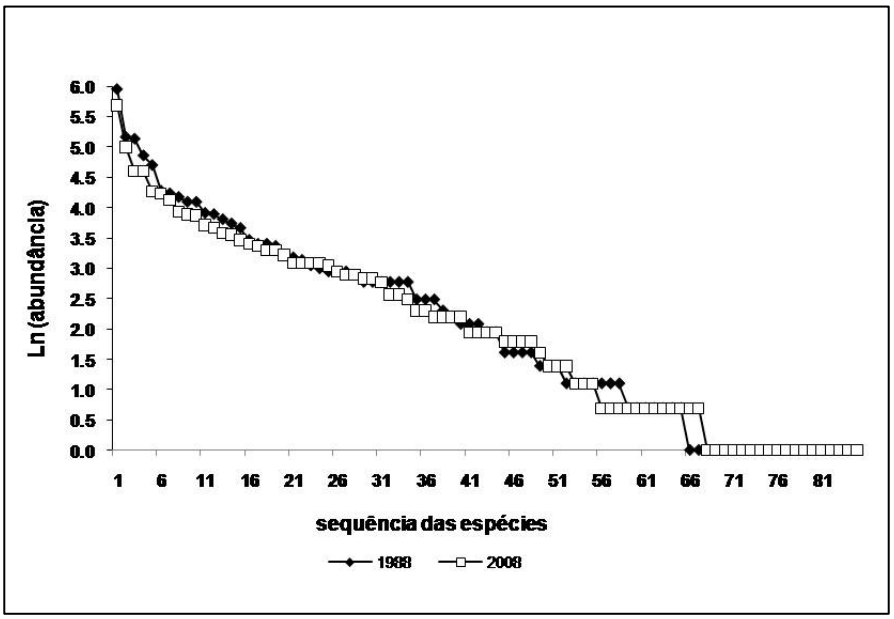


Figura 3.2. Diagrama de Whittaker, ou de dominância, mostrando a semelhança entre as abundâncias encontradas nos inventários de 1988 e 2008, em trechos de Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.

O padrão geral de dominância obtido nas duas datas é semelhante, com algumas espécies apresentando alta abundância relativa e um grande número de espécies com baixa abundância relativa. As mesmas vinte espécies nos dois inventários foram responsáveis por 79,3% da abundância encontrada em 1988 e 71,9% em 2008. O padrão encontrado para espécies representadas por apenas um indivíduo também é similar: dezesseis em 1988 (19,8%) e dezoito em 2008 (22,3%).

Os valores obtidos para os índices de diversidade de Shannon, de Simpson e de equabilidade, foram similares nos dois inventários o que, associado à distribuição de abundância de espécies observada, indica estabilidade na composição florística entre os dois inventários (tabela 3.1).

Tabela 3.1. Número de espécies (S), índice de diversidade de Shannon (H' – nats.ind^{-1}), índice de Simpson (1-D) e índice de equabilidade de Pielou (J), encontrados em dois inventários, de 1998 e 2008, em trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP.

	S	H'	1 - D	J
1988	81	3,37	0,94	0,77
2008	85	3,50	0,95	0,79

Abundância Populacional e Riqueza de Espécies

A correlação entre o tamanho das populações presentes nos dois inventários foi alta (r = 0,94), apresentada nos diagramas de dispersão (figura 3.3).

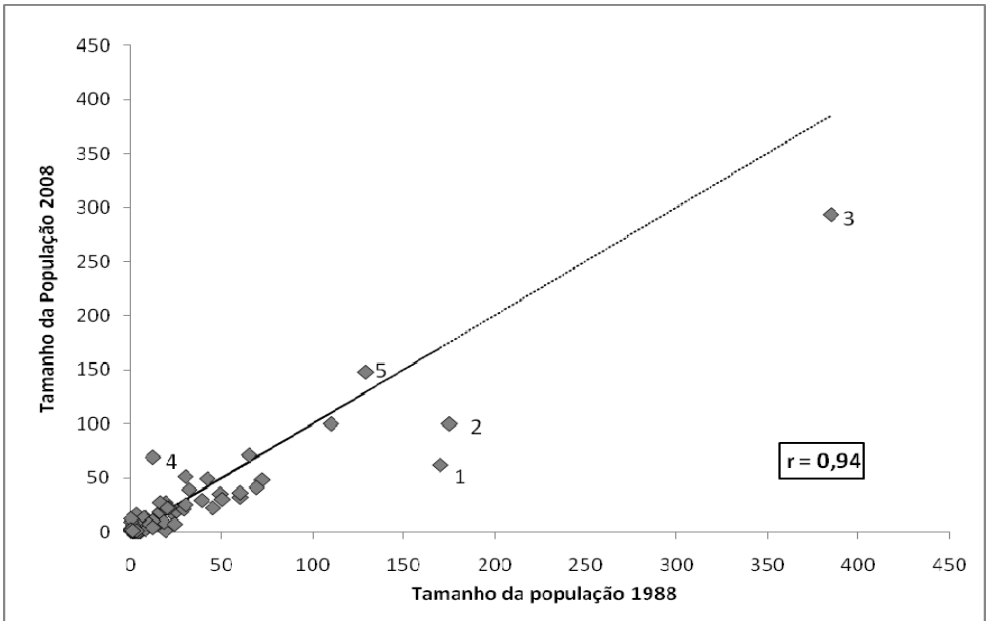


Figura 3.3. Diagrama de dispersão com dados de abundância das populações presentes nos dois inventários (1988 e 2008) em trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP. ◆ = populações; linha sólida = relação 1:1; 1 = *Gomidesia sellowiana*; 2 = *Drymis brasiliensis*; 3 = *Myrceugenia miersiana*; 4 = *Rudgea jasminoides*; 5 = *Siphoneugena reitzii*.

No gráfico podemos observar que a maior parte das populações diminuiu entre os dois inventários (pontos localizados abaixo da linha de relação 1:1). O ponto extremo do diagrama corresponde à população de *Myrceugenia miersiana*, que representa 18% da densidade em 1988 e 17% em 2008. Embora 47% das espécies tivessem populações abundantes o número médio de árvores nestas populações foi de 43 e de 37 indivíduos em 1998 e 2008, respectivamente. A alta densidade desta espécie, na mesma bacia hidrográfica, foi observada por Los (2004) em levantamento feito em seis diferentes bacias dentro do Parque Estadual de Campos do Jordão. A maior perda observada foi na população de *Gomidesia sellowiana* e o maior ganho na população de *Rudgea jasminoides*.

Como várias espécies apresentam baixa densidade populacional, o agrupamento de acordo com os critérios de abundância permitiu avaliar as espécies representadas por um número baixo de indivíduos, e identificar padrões de ocorrência e mudanças de acordo com a estratificação da sinúsia arbórea (tabela 3.2).

Tabela 3.2. Variação na densidade de árvores e de espécies agrupadas em classes de abundância. Abundantes = espécies com pelo menos 10 indivíduos em 1988; ocasionais = espécies com 2 a 9 indivíduos em 1988; raras = espécies com 1 indivíduo em 1988; Var_Rel = variação relativa entre as duas datas. Trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.

TOTAL	**N° indivíduos**		**Var_Rel**	**N° espécies**		**Var_Rel**
	1988	**2008**	**(%)**	**1988**	**2008**	**(%)**
todas	2101	1741	-17,1	81	85	4,9
abundantes	1971	1585	-19,6	38	36	-5,3
ocasionais	114	138	21,1	27	31	14,8
raras	16	18	12,5	15	18	20,0

A redução no número de indivíduos foi decorrente de perdas na classe abundante, que sofreu uma redução de 385 árvores. As árvores de grande porte que tombaram arrastaram neste processo árvores das classes menores de tamanho. Neste processo de mudança estrutural, criam-se condições para entrada de novas espécies. Foi observado incremento de espécies no grupo das ocasionais e das raras, o que pode ser interpretado como aproveitamento dos espaços abertos na formação de clareiras, evidenciado pelo decréscimo de 16% na área basal total.

Componente dominante

Parâmetros fitossociológicos

No primeiro inventário registrou-se neste componente 19 famílias, 28 gêneros e 36 espécies e no segundo inventário, 21 famílias, 30 gêneros e 44 espécies. Apesar do aumento em todos os taxa, principalmente no número de espécies, o componente dominante mostrou a menor variação na estrutura fitossociológica entre os dois inventários. As mudanças observadas não alteraram a ordem de cobertura das espécies de forma significativa, como pode ser constatado pelo valor obtido no teste de correlação por postos de Spearman ($\mathbf{r_s}$ = 0,77, $\boldsymbol{p}$ = 8,1 x 10^{-11}).

Araucaria angustifolia e *Podocarpus lambertii* apresentaram os maiores valores de cobertura que, somados, representaram, respectivamente, 27% do total em 1988 e 23% do total em 2008. A única diferença entre as dez espécies que apresentaram os maiores valores nos dois inventários ocorreu entre *Myrcia arborescens* e *Myrceugenia miersiana*, em função da alta mortalidade e do baixo recrutamento da primeira (figura3.4).

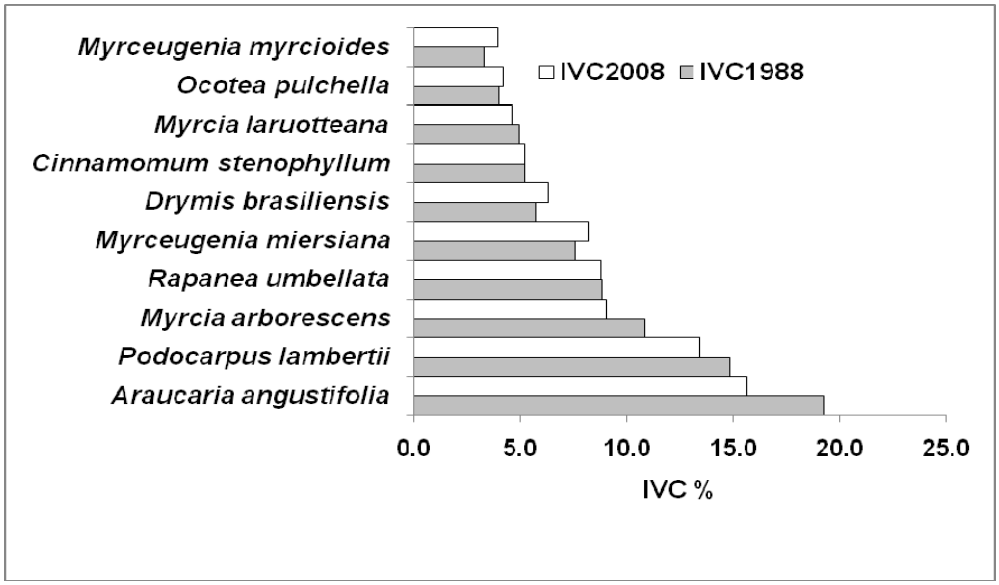


Figura 3.4. Espécies que apresentaram os dez maiores valores de cobertura no componente dominante da sinúsia arbórea, em 1988 e 2008, em trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP.

Análise da diversidade

O padrão geral obtido nas duas datas é semelhante, mas difere do que foi observado para toda a sinúsia arbórea pelo aumento da participação de espécies ocasionais e raras. As mesmas 10 espécies foram responsáveis por 78,3% da densidade encontrada em 1988 e por 71,5% em 2008, o que se traduz em estabilidade estrutural, constatada por mudanças em pequena proporção.

Os valores obtidos para os índices diversidade de Shannon, Simpson e de equabilidade, foram similares nos dois inventários (tabela 3.3).

Tabela 3.3. Número de espécies (S), índice de diversidade de Shannon (H' – nats.ind^{-1}), índice de Simpson (1-D) e índice de equabilidade de Pielou (J), dos inventários de 1988 e 2008, em trecho da Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP.

	S	H'	1 - D	J
1988	36	2,90	0,94	0,81
2008	44	3,08	0,95	0,81

Três espécies representadas por um indivíduo em 1988 não foram observadas em 2008, evidenciando o risco de eliminação de espécies raras por fenômenos estocásticos. As espécies registradas apenas em 2008 que apresentaram um maior número de indivíduos são duas pioneiras (*Solanum granuloso-leprosum* e *Vernonia puberula*) e uma secundária inicial (*Symplocos celastrinea*). Embora 11 novas espécies tenham sido incorporadas ao componente dominante no segundo inventário, apenas duas do gênero *Solanum* não foram observadas na submata no inventário anterior e representam adição de espécies à flora amostrada.

Neste estrato, uma espécie que diminuiu muito os valores de importância e cobertura entre as duas datas foi *Gomidesia sellowiana*, que ocupa as áreas próximas da borda natural da floresta com os campos de altitude, onde ocorreu a maior perda de indivíduos entre as duas amostragens. A área referida apresenta alta declividade e a morte e queda de uma árvore de *Podocarpus lambertii*, com diâmetro de 76,5cm e 15,5m de altura, eliminou vários indivíduos e propiciou a entrada de taquaras (*Merostachys petiolata* Doell.), que dominavam o local em 2008.

Abundância Populacional e Riqueza de Espécies

A correlação entre o tamanho das populações presentes nos dois inventários foi alta, valor de r = 0,96. (figura 3.5).

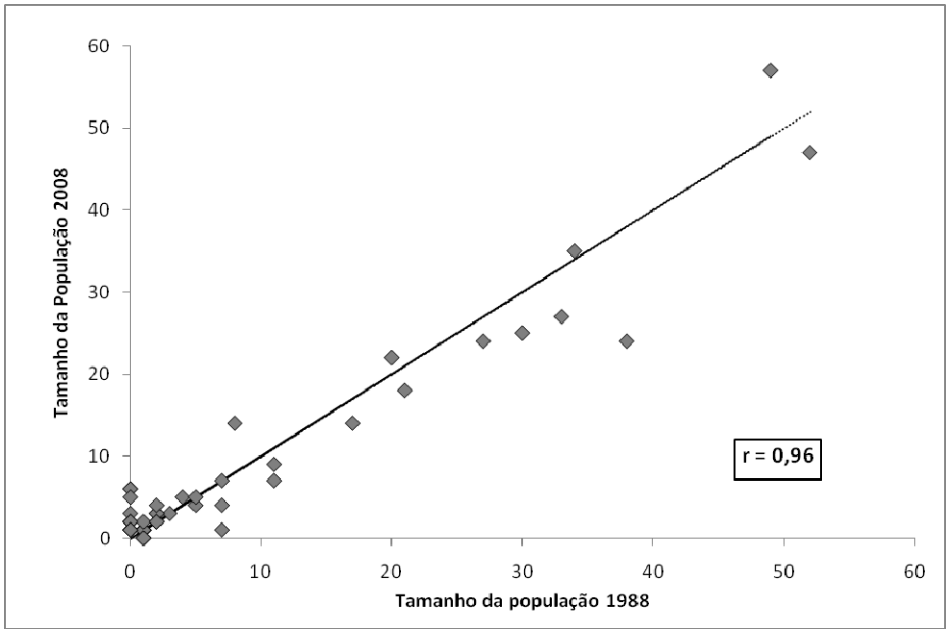


Figura 3.5. Diagrama de dispersão com dados de abundância para as populações do estrato dominante presentes nos inventários de 1988 e 2008, em trecho da Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP.

◆ = populações; linha sólida = relação 1:1.

Embora o número total de indivíduos e os tamanhos populacionais tenham variado pouco, houve um incremento considerável em densidade e riqueza no grupo das ocasionais (tabela 3.4).

Tabela 3.4. Variação na densidade de árvores e de espécies agrupadas em classes de abundância. Dominante = dap ≥ 10; abundantes = espécies com pelo menos 10 indivíduos em 1988; ocasionais = espécies com 2 a 9 indivíduos em 1988; raras = espécies com 1 indivíduo em 1988; Var_Rel = variação relativa entre as duas datas. Trecho da Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP.

DOMINANTE	N° indivíduos		Var_Rel	N° espécies		Var_Rel
	1988	2008	(%)	1988	2008	(%)
todas	410	405	-1,2	36	44	22,2
abundantes	343	307	-10,5	12	11	-8,3
ocasionais	56	86	53,6	8	15	87,5
raras	11	12	9,1	16	18	12,5

Entre os dois períodos de observação, 68% dos indivíduos remanesceram. O número de recrutas (126) foi bem próximo ao de indivíduos mortos (131). A morte de árvores de grande porte significou uma perda na área basal total de 6,99m^2, parcialmente compensada com o recrutamento de novos indivíduos acrescentando área basal de 1,36m^2, e pelo incremento da área basal observado nos indivíduos remanescentes (2,64m^2). Assim como na avaliação de toda a sinúsia arbórea, neste estrato as maiores alterações ocorreram no grupo das espécies ocasionais.

Submata

Parâmetro fitossociológicos

No primeiro inventário registrou-se, neste estrato, 32 famílias, 54 gêneros e 79 espécies e no segundo inventário, 32 famílias, 52 gêneros e 83 espécies. Assim como nos demais componentes analisados, observou-se uma manutenção da

estrutura fitossociológica avaliada pelo teste de correlação de postos de Spearman, para o valor de cobertura ($\mathbf{r_s}$ = 0,78, $\boldsymbol{p}$ = 1,8 x 10^{-20}).

Ocorreram mais modificações na ordenação dos valores de cobertura de espécies de submata do que as observadas no componente dominante, embora uma única espécie, *Myrceugenia miersiana*, respondesse por 24% do valor de cobertura total em 1988 e 21% do total em 2008. Entre as espécies com os vinte maiores valores no primeiro inventário, apenas três apresentaram valores abaixo do 20º no segundo levantamento. As mudanças mais evidentes foram: aumento da representação de *Rudgea jasminoides* que foi do 34° para o 6° valor; *R. triflora* do 30° para o 17° valor; *Symplocos celastrinea* do 17° para o 7° valor; *S. platyphilla* do 14° para o 9° valor e *Siphoneugena reitzii*, do 4° para o 2° valor (figura 3.6) .

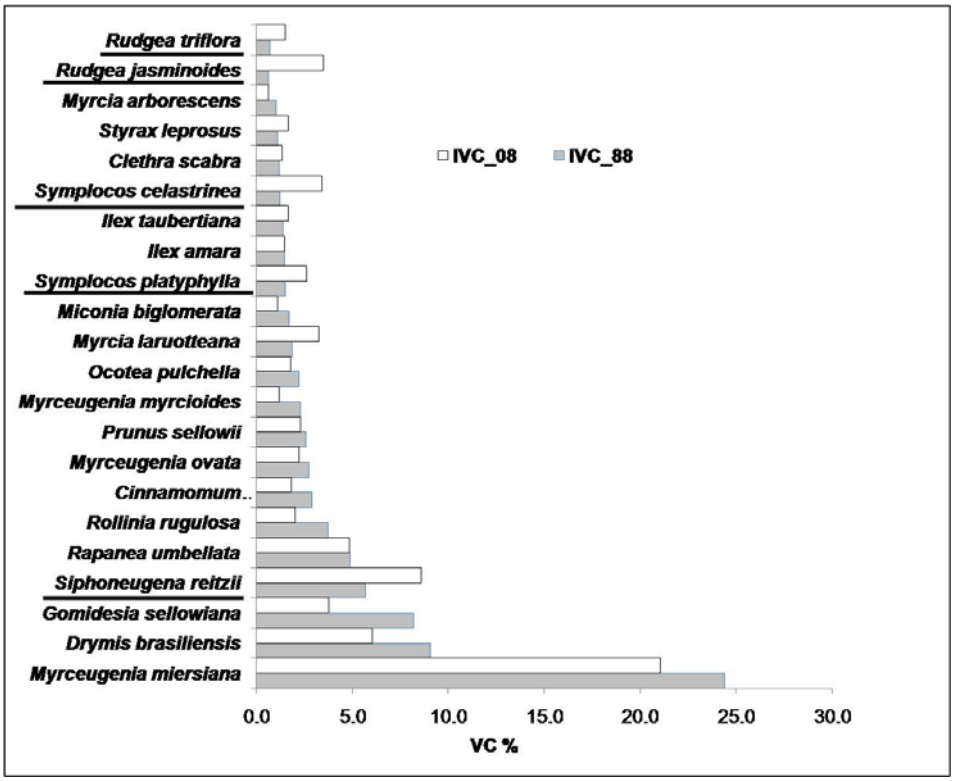


Figura 3.6. Espécies que apresentaram os vinte maiores valores de cobertura no submata da sinúsia arbórea, em 1988 e 2008, em trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos do Jordão, SP. As espécies grifadas representam as que subiram de posição no grupo das 20 espécies com maior VC em 2008.

Na submata cabe ressaltar o baixo recrutamento das espécies que definem a estrutura da floresta. As duas espécies de gimnospermas, *A. angustifolia* e *P. lambertii*, que ocupam, respectivamente, os dois primeiros postos na ordenação por valores de cobertura no estrato dominante nas duas datas, apresentam os seguintes valores: *A. angustifolia* = 41º (1988) e 56º (2008) e *P. lambertii* = 38º (1988) e 53º (2008). Isto é característico de espécies pioneiras longevas que atingem grandes tamanhos quando adultas, são freqüentemente emergentes (HARTSHORN, 1978), tem duração de mais de um século e requerem distúrbios para garantir seu recrutamento (ENRIGHT & OGDEN, 1995).

Observou-se também a diminuição no número de espécies de Asteraceae e a inversão em valores de cobertura de espécies que ocupam áreas mais abertas, na borda da mata, como *Gomidesia sellowiana* e *Miconia biglomerata*, por espécies características de submata, como *Siphoneugena reitzii*, *Symplocos celastrinea*, *S. paltyphylla* e *Rudgea jasminoides*, o que pode ser indicativo de maior sombreamento na submata e ser atribuído ao desenvolvimento de touceiras de taquara (*Merostachys petiolata*) nas áreas de clareiras. Esta espécie apresenta cobertura foliar densa e comportamento escandente que atenuam a penetração de luz, favorecendo espécies umbrófilas.

Abundância Populacional e Riqueza de Espécies

A correlação entre o tamanho das populações presentes neste estrato nos dois inventários também foi alta (figura 3.7).

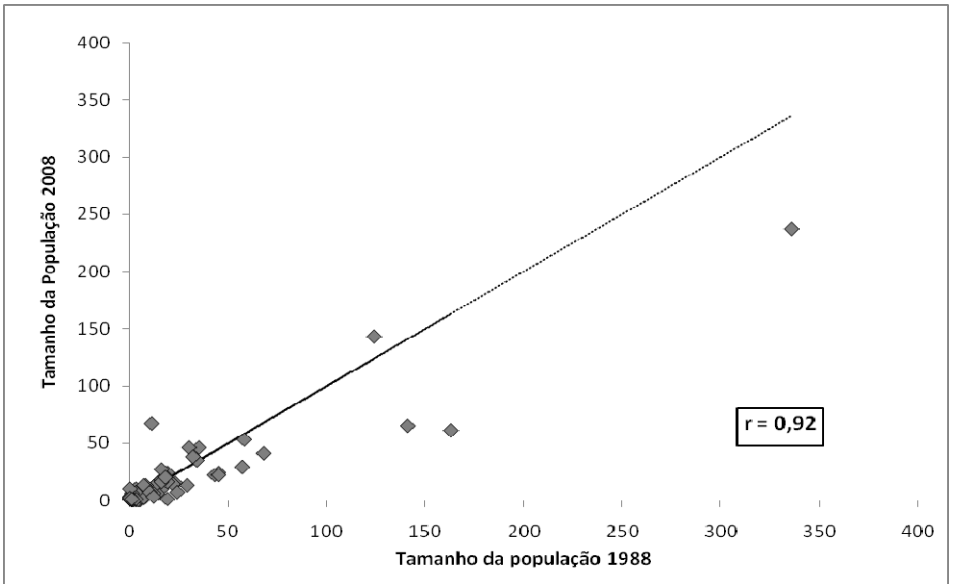


Figura 3.7. Diagrama de dispersão com dados de abundância para as populações do submata presentes nos dois inventários, em 1988 e 2008, em trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.

Na submata as alterações no número de indivíduos foram mais acentuadas do que no estrato dominante, e foi detectado aumento da participação de espécies ocasionais, observado na análise da sinúsia arbórea total (tabela 3.5).

Tabela 3.5. Variação na densidade de árvores e de espécies agrupadas em classes de abundância. Submata = 1,6 ≤ dap ≤ 9,9 cm; abundantes = espécies com pelo menos 10 indivíduos em 1988; ocasionais = espécies com 2 a 9 indivíduos em 1988; raras = espécies com 1 indivíduo em 1988; Var_Rel = variação relativa entre as duas datas. Trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.

SUBMATA	N° indivíduos		Var_Rel	N° espécies		Var_Rel
	1988	2008	(%)	1988	2008	(%)
todas	1691	1336	-21,0	79	83	5,1
abundantes	1561	1196	-23,4	35	32	-8,6
ocasionais	114	122	7,0	19	17	-10,5
raras	16	18	12,5	25	34	36,0

Entre os dois períodos de observação, 675 indivíduos presentes neste estrato em 1988 permaneceram no mesmo estrato em 2008. O número de recrutas (665) foi inferior ao número de indivíduos mortos (925) e, apesar do decréscimo da área basal total em valores absolutos ser pequeno (0,65 m^2), em termos percentuais (-22%) foi maior do que a perda registrada no estrato dominante.

3.4. Discussão

A comparação entre os dois inventários mostrou que, apesar das reduções na densidade da maioria das populações e na área basal total, só ocorreram pequenas modificações na estrutura fitossociológica, avaliada pela persistência da composição de espécies e respectivas importâncias, medida pelos valores de cobertura observados. Poucas alterações foram observadas na composição de espécies e, apesar da estrutura física ter sofrido alterações, só com esta análise não se pode afirmar com segurança em que estádio sucessional o trecho de floresta estudado se encontra.

As mudanças florísticas e estruturais foram observadas pelo estabelecimento de espécies de Solanaceae e pelo aumento da representação de espécies de Asteraceae no estrato dominante. Estes registros parecem indicar o processo dinâmico de colonização de clareiras abertas pela queda de grandes árvores, pois estas famílias são caracterizadas por muitas espécies pioneiras e de formações mais abertas (TABARELLI & MANTOVANI, 1999). A presença de espécies de Solanaceae, especificamente do gênero *Solanum*, já havia sido apontada por Rambo (1949) como parte da dinâmica de clareiras nos pinhais sulriograndenses. Clareiras também criam melhores condições de iluminação para espécies que competem na submata, possibilitando seu crescimento, o que pode ter causado a

inclusão no estrato dominante de espécies que, no primeiro inventário, haviam sido registradas apenas na submata, tais como: *Symplocos aegrota*, *S. celastrinea*, *S. platyphylla, Casearia decandra, Ilex paraguariensis* e *I. taubertiana*.

A dinâmica observada na sinúsia arbórea foi determinada pelas mudanças mais acentuadas na submata, onde se registraram as maiores variações absolutas e relativas na densidade de acordo com padrão geral registrado em outros tipos de florestas montanas da região sudeste (GOMES *et al.*, 2003; APPOLINARIO *et al.*, 2005; PAIVA *et al.*, 2007; HIGUCHI *et al.*, 2008). A diferença nos valores de área basal neste compartimento também foram maiores do que as observadas no compartimento dominante. *A. angustifolia* e *P. lambertii*, espécies que dominam fisionômica e estruturalmente a floresta não estão bem representadas na submata, não sendo registrados novos recrutas nas suas populações.

Estes resultados parecem concordar com o modelo proposto por Klein (1984) para a dinâmica da Floresta Ombrófila Mista que avança sobre os campos e, na medida em que o processo sucessional avança, cede espaço para as espécies da Floresta Ombrófila Densa. O avanço da *A. angustifolia* sobre o campo e o importante papel que desempenha no processo de nucleação e de formação das matas mistas na região Sul foi documentado no passado (RAMBO, 1949; HUECK, 1953; KLEIN, 1960) e no presente (DUARTE, 2006).

Para comparar os resultados estruturais deste estudo com trabalhos realizados na região Sul do Brasil, estratificou-se os resultados por critérios de inclusão similares aos utilizados nas pesquisas utilizadas na comparação (tabela 3.6 e 3.7). A primeira tabela apresenta dados com critério mais inclusivo (dap ≥ 5 cm), e

segunda apresenta dados com critério usualmente utilizado em estudos de estrutura de floresta (dap ≥ 10 cm).

Tabela 3.6. Resultados de estudos fitossociológicos em áreas de Florestas Ombrófila Mista nas regiões sudeste e sul do Brasil. sp = número de espécies; gen = número de gêneros; fam = número de famílias; ABt = área basal total; dens.ha-1 = número de indivíduos por hectare; H' = índice de diversidade de Shannon; dap = dap usado como critério de inclusão; área (ha) = tamanho da área amostral em hectares; SP^1 e SP^2 = Campos do Jordão, SP (este estudo SP^1=1988 e SP^2=2008); PR^1 = Curitiba, PR (NASCIMENTO *et al.*, 2007); PR^2 = Pinhais, PR (SEGER *et al.*, 2005); PR^3 = Curitiba, PR (RONDOM NETO *et al.*, 2002); PR^4 = Colombo, PR (OLIVEIRA & ROTTA, 1992); PR^5 = Guarapuava, PR (CORDEIRO & RODRIGUES, 2007); RS^1 = Criúva, RS (RONDOM NETO *et al.*, 2002); RS^2 = São Francisco de Paula, RS (SONEGO *et al.*, 2007). Em PR^4 - x = não foi calculado o índice de Shannon.

Local	**Coordenadas**		**sp**	**gen**	**fam**	**AB**	**dens.**	**H'**	**dap**	**área**
	lat (S)	long (O)				($m^2.ha^{-1}$)	($ind.ha^{-1}$)	($nat.ind^{-1}$)	(cm)	(ha)
SP^1	22°40'57"	42°27"11"	63	43	28	44,58	2010	3,09	4,8	0,5
SP^2	22°40'57"	42°27"11"	65	42	27	37,57	1718	3,34	4,8	0,5
PR^1	25°26'	49°14'	35	27	21	16,65	1830	2,83	3,2	0,1
PR^2	25°24"25"	49°07'50"	44	31	21	44,39	1827	2,37	4,8	0,2
PR^3	25°26'50"	49°14'16"	77	55	36	37,08	1972	3,44	5,0	0,4
PR^4	25°20'	49°14'	103	53	34	30,40	1067	x	5,0	0,7
PR^5	25º21'06"	51º28' 08"	45	31	22	67,25	1397	2,79	4,8	0,3
RS^1	29°00'00'	50°55'49"	37	32	22	45,01	841	2,77	5,0	0,8
RS^2	29°23'	50°23'	41	32	18	79,05	1445	2,95	5,0	0,3

Tabela 3.7. Resultados de estudos fitossociológicos em áreas de Floresta Ombrófila Mista nas regiões sudeste e sul do Brasil. sp = número de espécies; gen = número de gêneros; fam = número de famílias; ABt = área basal total; dens.ha-1 = número de indivíduos por hectare; H' = índice de diversidade de Shannon; dap = dap usado como critério de inclusão; área (ha) = tamanho da área amostral em hectares; SP^1 e SP^2= Campos do Jordão, SP (este estudo SP^1=1988 e SP^2=2008); SP^3 = Campos do Jordão, SP (LOS, 2004); PR^1 = General Carneiro, PR (WATZLAWICK *et al.*, 2005); PR^2 e PR^3 = Rebouças, PR (ALBUQUERQUE, 2009); SC^1e SC^2 = Campo Belo do Sul, SC (FORMENTO *et al.*, 2004); SC^3 = Caçador, SC (HERRERA *et al.*, 2009); RS^1 = Vacaria, RS (MAUSS, 2002); RS^2 = Nova Prata do Sul, RS (NASCIMENTO *et al.*, 2001); RS^3 = São Francisco de Paula,RS, (SONEGO *et al.*, 2007).

Local	**Coordenadas**		**sp**	**gen**	**fam**	**AB**	**dens.**	**H'**	**dap**	**área**
	lat (S)	long (O)				($m^2.ha^{-1}$)	($ind.ha^{-1}$)	($nat.ind^{-1}$)	(cm)	(ha)
SP^1	22°40'57"	42°27"11"	36	28	19	40,24	820	2,91	10	0,5
SP^2	22°40'57"	42°27"11"	44	30	21	34,24	810	3,08	10	0,5
SP^3	22°40'57"	42°27"11"	56	44	30	36,44	696	3,70	10	0,3
PR^1	26°20'35"	51°19'49"	39	31	21	38,84	590	3,26	10	0,3
PR^2	25°37'15"	50°41'34	36	24	16	28,75	356	2,59	10	1,0
PR^3	25°37'15"	50°41'34	22	18	11	17,85	445	2,29	10	1,0
SC^1	28°0'	50°49'	64	40	29	19,24	544	3,69	10	1,0
SC^2	28°0'	50°49'	70	45	32	28,21	909	3,55	10	1,0
SC^3	26°47'	51°01'	71	54	33	31,40	483	3,58	10	2,6
RS^1	28°40'	50°56'	24	21	12	71,92	665	2,44	10	0,2
RS^2	28°56'	51°53'	54	40	23	32,50	848	3,00	9,6	1,0
RS^3	29°23'	50°23'	35	26	17	76,91	903	2,83	10	0,3

Apesar da busca de padronização do critério de inclusão nos diferentes trabalhos, os históricos de perturbações das diferentes áreas dificultam a comparação dos resultados. O Parque Estadual de Campos do Jordão foi criado em 1941, já com o intuito de proteger os remanescentes de Floresta Ombrófila Mista no

Estado de São Paulo, especificamente o pinheiro-do-Paraná (*A. angustifolia*) (SEIBERT *et al.,* 1975). A extração seletiva de madeira era prática comum, mas após a criação do PECJ, os remanescentes de floresta nativa passaram a ser preservados. O mesmo não se pode dizer das áreas dos campos de altitude, que foram utilizadas para plantio de espécies de árvores exóticas e de *A. angustifolia* procedentes da região Sul, e para manutenção de gado (SEIBERT *et al.*, 1975).

Na região Sul a maioria dos remanescentes da Floresta Ombrófila Mista encontra-se hoje bem alterada. Já se alertava para a exploração abusiva, no Rio Grande do Sul, na década de 1950 (KUHLMAN, 1953). No estado do Paraná Machado (1975) registrou desmatamentos de 126.810,6ha em florestas primárias e de 1.007.367ha em florestas secundárias ocorridos entre os anos de 1963 e 1973. Segundo este autor, já naquela época, as únicas áreas primárias representativas das florestas no Estado estavam localizadas no Parque Nacional de Iguaçú e em alguns trechos da Serra do Mar, portanto não havia mais áreas primárias da Floresta Ombrófila Mista no estado. Em Santa Catarina restam 2% de remanescentes da área original, com 4.000km^2 distribuídos em fragmentos dispersos (MEDEIROS *et al.*, 2005).

O número de taxa registrados neste estudo e os índices de diversidade de Shannon são superiores às médias observadas nos estudos na área nuclear que utilizaram critério mais inclusivo (dap ≥ 5cm). As duas áreas em que o número de taxa foi superior são áreas que sofreram grandes perturbações (PR^3 e PR^4) Uma delas sofreu corte seletivo de madeira e extração de erva mate, além da presença de gado na área de floresta até 1975 (OLIVEIRA & ROTTA, 1992); e a outra, denominada Capão do Tigre, é um Parque Municipal da cidade de Curitiba, com área total de 15,25 ha, em que se encontra um fragmento de Floresta Ombrófila

Mista e uma área de capoeira com predomínio de taquaras (RONDOM NETO *et al.*, 2002). Os valores de área basal também são indicadores de perturbação, áreas com baixa diversidade e altos valores de área basal indicam dominância de *A. angustifolia*, que não é característica das florestas mais maduras (KLEIN, 1984), como registrado no trabalho de Sonego *et al.* (2007).

A comparação com as áreas de estudo que utilizaram como critério de inclusão dap ≥ 10 cm é um pouco mais complexa, pois o desconhecimento do estrato de regeneração nos outros sítios dificulta a análise. Os registros para as áreas pesquisadas em Santa Catarina parecem indicar um melhor estado de conservação, mas os autores relatam extração de madeira em passado recente (SEGER *et al.*, 2005, ; HERRERA *et al.*, 2009). Valores mais baixos para o índice de diversidade foram registrados para Rebouças, no Paraná, em área de faxinal que abriga famílias que se utilizam de recursos florestais (ALBUQUERQUE, 2009).

Mesmo os resultados obtidos por Los (2004) em pesquisa realizada na mesma bacia hidrográfica do presente trabalho, são distintos. Este estudo usou parcelas descontínuas para amostrar áreas de encosta e, no presente trabalho, as parcelas contíguas foram instaladas no fundo de vale, estendendo-se até a encosta. O número de espécies encontrado no trabalho de Los (2004) foi maior, mas a área basal registrada foi menor do que a encontrada neste estudo no primeiro inventário, o que evidencia a diferença entre os locais amostrados, com as áreas de encosta mais influenciadas pelo contato com as formações campestres, onde a intrusão de fogo é um distúrbio freqüente.

Em Campos do Jordão, em área florestal nativa mais perturbada, estudo demográfico sobre *A. angustifolia* registrou uma população composta predominantemente por indivíduos jovens (SOLÓRZANO-FILHO, 2001). Este

registro levanta a dúvida, já colocada por Fernandes (1998), de que não parece razoável o desaparecimento desta espécie por invasão de outras, mas sim que sua manutenção depende da freqüência e intensidade de distúrbios. Além disso, as condições climáticas mais extremas nas áreas de ocorrência da Floresta Ombrófila Mista não favorecem o estabelecimento das espécies da Floresta Ombrófila Densa (BACKES, 1999). Apesar das duas gimnospermas dominantes apresentarem baixo recrutamento, os processos dinâmicos em florestas são lentos e há necessidade de estudos continuados para detectar alterações sucessionais.

Os remanescentes de Floresta Ombrófila Mista em Campos do Jordão representam hoje uma condição especial para conservação. Estas florestas representam o extremo da distribuição presente da Floresta Ombrófila Mista e tem na sua flora influência de espécies montanas do Sudeste. A comparação com levantamentos da flora arbórea das florestas montanas do Sudeste, compilados e analisados por Oliveira-Filho & Fontes (2000), evidenciam o caráter distinto desta formação em Campos do Jordão na ordenação com outras 125 áreas de florestas.

Evidências da preservação do remanescente da Floresta Ombrófila Mista estudado e seu valor para conservação são: a riqueza específica de Myrtaceae e de Lauraceae, em concordância com as florestas mais preservadas na área nuclear; a presença de *Ilex taubertiana* Loes., espécie exclusiva de florestas montanas e descrita como rara no Estado de São Paulo, Minas Gerais (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2008; GROPPO JR. & PIRANI, 2002) e Santa Catarina (KLEIN, 1978); e a riqueza de espécies características de florestas montanas das regiões Sul e Sudeste do Brasil, tais como as dos gêneros *Myrceugenia*, *Drymis*, *Cinnamomum*, *Siphoneugena*, *Weinmania*, *Ilex*, *Symplocos* (SOBRAL & PROENÇA, 2006; LIMA & GUEDES-BRUNI, 2004; OLIVEIRA FILHO & FONTES, 2000; LANDRUM, 1981).

Este valor é reforçado pela representação de famílias holárticas como Aquifoliaceae, Winteraceae e Cunoniaceae e a ocorrência de táxons descritos como ricos nas médias elevações andinas como *Ilex*, *Styrax*, *Prunus*, *Symplocos* e *Weinmania* (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2008; DAVIS *et al.*, 1997).

Não foram registradas modificações maiores como aquelas relatadas para a área nuclear de ocorrência da Floresta Ombrófila Mista e os indicadores de manutenção da abundância relativa das espécies dominantes encontrados neste trabalho reforçam este aspecto, mas não significa que o trecho analisado é o de uma vegetação estável e sem riscos no que concerne à sua conservação. A condição insular dos encraves montanhosos da Floresta Ombrófila Mista no Sudeste do Brasil e a distância da área nuclear de ocorrência desta formação os expõem a riscos de extinções locais. As áreas de estudo da região sul utilizadas na comparação apresentam um histórico de perturbação mais recente, fator que favorece o recrutamento de *A. angustifolia*.

A ausência de juvenis observada para as duas Gymnospermae que dominam a floresta estão em concordância com o modelo proposto para as florestas mistas com dominância de pioneiras longevas que apresentam recrutamento dependente da ocorrência de distúrbios intensos (ENRIGHT & OGDEN, 1995). Este modelo concorda com a hipótese proposta por Rambo (1953), Hueck (1953) e Klein (1960) de que a presença de *A. angustifolia* é indicativa de um processo sucessional em curso, evidência sugerida pelos resultados deste estudo.

Referências Bibliográficas

ALBUQUERQUE, J.M. 2009. **Florística, Estrutura e Aspectos Físicos de Floresta Ombrófila Mista em Sistema Faxinal no Município de Rebouças, Paraná.** Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati, Paraná, 93p.

APOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA FILHO, A.T. & GUILHERME, F. A. G. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica** 28(2): 347-360.

BACKES, A. 1999. Condicionamento climático e distribuição geográfica de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no Brasil - II. **Pesquisa (Botânica)** 49: 31-51.

BACKES, A. 2001. Determinação da idade e regeneração natural de ume população de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em um povoamento florestal localizado no município de Caixias do Sul, RS, Brasil. **Iheringia** (Série Botânica) 56: 115-130.

BENISTON, M. 2003. Climatic change in mountain regions: a review of possible impacts. **Climatic Change** 59**:** 5–31.

BROWN, S. & LUGO, A.E. 1990. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology** 6: 1-32.

CLARK, D.A. & CLARK, D.B. 1996. Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. **Forest Ecology and Management** 80: 235–244.

CLEMENTS, F.E .1936. Nature and structure of the climax. Journal of Ecology 24(1): 252-284.

CONNELL, J.H. & SOUZA, W.P. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. **American Naturalist** 121: 789-824.

CORDEIRO, J. & RODRIGUES, W.A. 2007. Caracterização Fitossociológica de um Remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Guarapuava, PR. **Revista Árvore** 31: 545-554.

DAVIS S.D.; HEYWOOD V.H.; HERRERA-MACBRYDE O.; VILLA-LOBOS J. & HAMILTON A.C. (Eds.) 1997. **Centres of Plant Diversity. A guide and strategy for their conservation**. V. 3. The Americas. WWF/UICN. Cambridge Univ. Press. 562p.

DUARTE, L.; DOS-SANTOS, M. M. G.; HARTZ, S. M. & PILLAR, V. D. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in South Brazil. **Austral Ecology** 31: 520-528.

ENRIGHT, N.J. & OGDEN, J. 1995. The southern conifers, a synthesis. In: ENRIGHT, N. & HILL, R.S. (Eds.), **Ecology of the southern conifers**. Smithsonian Institution Press, Washington. p.271–287.

FELFILI, J.M. 1995. Diversity, structure and dynamics of a gallery Forest in central Brazil. **Vegetatio** 117: 1-15.

FERNANDES, A. 1998. **Fitogeografia Brasileira**. Multigraf, Fortaleza. 339p.

FORMENTO, S.; SCHORN, L.A. & RAMOS, A.B.R. 2004. Dinâmica estrutural arbórea de uma Floresta Ombrófila Mista em Campo Belo do Sul, SC. **Cerne** 10: 196-212.

GENTRY, A.H. 1995. Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. In: CHURCHILL, S.P.; BALSLEV,H.; FORERO, E. & LUTEYN, J.L. (Eds.). **Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests**. The New York Botanical Garden, New York. p.103-126

GOMES, E.P.C.; MANTOVANI, W. & KAGEYAMA, P. 2003. Mortality and Recruitment ff Trees in a Secondary Montane Rain Forest in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 63(1): 47-60.

GROPPO Jr., M, & PIRANI, J.R. 2002. Aquifoliaceae. In: WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J. & GIULIETTI, A.G. (Eds.). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo.** HUCITEC, São Paulo. p.31-37.

GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** 148: 185–206.

HAMMER, O.; HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia electronica 4. htpp://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

HARTSHORN, G.S. 1978. Tree falls and tropical forest dynamics. In: TOMLINSON, P.B. & ZIMMERMANN, M.H. (Eds.). **Tropical trees as living system.** Cambridge University Press, Cambridge. p.617–638.

HERRERA, H.A.R.; ROSOT, N.C.; ROSOT, M.A.D. & OLIVEIRA, Y.M.M. 2009. Análise Florística e Fitossociológica do Componente Arbóreo da Floresta Ombrófila Mista Presente na Reserva Florestal EMBRAPA/EPAGRI, Caçador, SC, Brasil. **Floresta** 39: 485-500.

HIGUCHI, P.; TEIXEIRA OLIVEIRA-FILHO, A.; SILVA, A.C.; MACHADO, E.L.M.; SANTOS, R.M. & PIFANO, D.S. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore** 32: 417-426.

HUEK, K. 1953. Distribuição e habitat natural do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*). **Boletim da Faculdade de Filosofia e Ciências da Universidade de São Paulo (Botânica)** 156: 67-81.

HUECK, K. 1972. **As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica**. Ed. Polígono S.A., São Paulo. 466p.

IBGE. 1992. **Manual técnico da vegetação brasileira**. IBGE, Rio de Janeiro. 92p. (Série Manuais Técnicos de Geociências, 1).

JARENKOW, J.A. 1985. **Composição florística e estrutura da Mata com Araucaria na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, Rio Grande do Sul**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 82p.

KAPPELLE,M.; KENNIS, A.F.P. & VRIES, R.A.J. 1995. Changes in diversity along a successional gradient in a Costa Rican upper montane *Quercus* forest. **Biodiversity and Conservation** 4: 10-34.

KLEIN, R.M. 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia** 12: 17-44.

KLEIN, R.M. 1978. **Contribuição ao conhecimento da flora e da vegetação do Vale do Itajaí – Santa Catarina**. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo. 412p.

KLEIN, R.M. 1984. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Sellowia** 36: 5-54.

KUHLMAN, E.A. 1953. A vegetação original do Rio Grande do Sul. **Boletim Geográfico** 11(113): 157-163.

LANDRUM, L.R. 1981. A monograph of the genus *Myrceugenia* (Myrtaceae). **Flora Neotropica** 29:1-137.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA. R. & HARTSHORN, G. S. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology** 73(3):915-924.

LIMA, W. G. & GUEDES-BRUNI, R.R. 2004. *Myrceugenia* (Myrtaceae) ocorrentes no Parque Nacional Do Itatiaia, Rio de Janeiro. **Rodriguésia**, 55 (85): 73-94.

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

LOS, M.M. 2004. **Florística, estrutura e diversidade da floresta com Araucaria em áreas de diferente tamanho**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo. 79p.

MACHADO, S.A. 1975. Florestas naturais do estado do Paraná. **Brasil Florestal** 6 (22):16-24.

MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton University Press, Princeton. 192p.

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

MANTOVANI, A.; MORELLATO, P.C. & REIS, M.S. 2004. Fenologia reprodutiva e produção de sementes em *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. **Revista Brasileira de Botânica** 27: 787-796.

MAUSS, J. 2002. **Fitossociologia e regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista exposto a perturbações antrópicas**. Dissertação de Mestrado, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, UNISINOS, São Leopoldo. 65p.

MEDEIROS , J.D.; SAVI, M. & BRITO, B.F.A. 2005. Seleção de áreas para criação de Unidades de Conservação na Floresta Ombrófila Mista. **Biotemas** 18(2): 33 – 50.

METZGER, J.P.; ALVES. L.F.; GOULART, W.; TEIXEIRA, A.M.G.; SIMÕES, S.J.C.; CATHARINO, E.L. 2006. Uma área de relevante interesse biológico, porém pouco conhecida: a Reserva Florestal do Morro Grande. **Biota Neotropica** 6 (2):1-33.

MUELLER-DOMBOIS, E. & ELLENBERG, H. 1974. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. John Wiley & Sons, New York. 547p.

NASCIMENTO, A.R.T.; LONGHI, S.J. & BRENA, D.A. 2001. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal** 11: 105-119.

NASCIMENTO, D.S.; MARANHO, L.T. & HATSCHBACH, G. 2007. Fitossociologia da vegetação fanerogâmica do Jardim Botânico Municipal de Curitiba, PR, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências** 5: 240-242.

OLIVEIRA, J.M. & PILLAR, V.D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. **Community Ecology** 5:197-202.

OLIVEIRA, Y.M.M. & ROTTA, E. 1982. Levantamento da estrutura horizontal de uma mata de araucária do Primeiro Planalto Paranaense. **Boletim de Pesquisa Florestal** 4: 1-46.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica** 32: 793-810.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VAN DEN BERG, E.; MARTINS, J.C.; VALENTE, A.S.M.; PIFANO, D.S.; SANTOS, R.M.; MACHADO, E.L.M. & SILVA, C.P.C. 2008. Espécies de ocorrência do Domínio Atlântico, do Cerrado e da Caatinga. In: OLIVEIRA-FILHO, A.T & SCOLFORO, J.R. (Eds.) **Inventário Florestal de Minas Gerais**. Editora UFLA, Lavras. p. 421-540.

PAIVA, L.V.; ARAÚJO, G.M. & PEDRONI, F. 2007. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the “Estação Ecológica do Panga”, municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 30(3): 365-373.

PICKETT, S.T.A., COLLINS, S.L. & ARMESTO, J.J. 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. **Vegetatio** 69: 109-114.

PIM, S.L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. **Nature** 307: 321-326.

RAMBO, B. 1949. A flora de Cambará. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues** 1: 111-135.

RAMBO, B. 1953. História da flora do planalto riograndense. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues** 5: 185-232.

ROBIM, M.J.; PASTORE, J.A.; AGUIAR, O.T. & BAITELLO, J.B. 1990. Flora arbóreo-arbustiva e herbácea do Parque Estadual de Campos do Jordão (SP). **Revista do Instituto Florestal** 2: 31-53.

RONDON NETO, R.M.; KOZERA, C.; ANDRADE, R.R.; CECY, A.T.; HUMMES, A.P.; FRITZSONS, E.; CALDEIRA, M.V.; MACIEL, N.M.N. & SOUZA, M.K.F. 2002. Caracterização florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Curitiba, PR, Brasil. **Floresta** 32: 3-16.

SANQUETA, C.R.; CORTE, A.P.D. & EISFELD, R.L. 2003. Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de Araucária (*Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.) no Estado do Paraná, Brasil. **Revista Ciências Exatas e Naturais** 5: 101-112.

SARMIENTO, G. 1987. Los principales gradientes ecoclimaticos em los Andes tropicales. In: IV Congreso Latinoamericano de Botanica Medellin, Colombia 1986. **Anales** ... p.47-64.

SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; GALVÃO, F. & SANQUETTA, C.R. 2006. Alteração na estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista no período entre 1979 e 2000. **Revista Árvore** 30: 283-295.

SEGER, D.C.; DLUGOSZ, F.L.; KURASZ, G.; MARTINEZ, D.T.; RONCONI, E.; MELO, L.A.N.; BITTENCOURT, S. M.; BRAND, A.; CARNIATTO, I.; GALVÃO, F. & RODERJAN, C.V. 2005. Levantamento florístico e análise fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista localizado no município de Pinhais, Paraná-Brasil. **Floresta** 35: 291-302.

SEIBERT, P. NEGREIROS, O.C.; BUENO, R.A.; EMMERICH, W.; MOURA NETO, B.S.F.; GUILLALMON, J.R.; MONTAGNA, R.G.; BARRETO, R.A.A.; NOGUEIRA, J.C.B.; GARRIDO, M.A.de O.; MELLO FILHO, L.E. de, EMMERICH, M.; MARCONDES, M.A.P.; CESAR, S.F.; MATTOS, J.R.de, OLIVEIRA, M. C. de & GODOY, A. 1975. Plano de Manejo do Parque Estadual de Campos do Jordão. **Boletim Técnico do Instituto Florestal de São Paulo** 19: 1-153.

SHEIL, D. & MAY, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology** 48: 91-100.

SIEGEL, S. 1975. **Estatística Não-Paramétrica**. McGraw-Hill, São Paulo. 350p.

SOBRAL, M. & PROENÇA, C.E.B. 2006. *Siphoneugena delicata* (Myrtaceae), a New Species from the Montane Atlantic Forests of Southeastern Brazil. **Novon** 16(4): 530-532.

SOLÓRZANO-FILHO, J.A. 2001. **Demografia, Fenologia e Ecologia da Dispersão de Araucaria angustifolia (Bert.) Kuntze (Araucariaceae), numa População Relictual em Campos do Jordão, SP**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo. 155p

SONEGO, R.B.; BACKES, A. & SOUZA, A.F. 2007. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. **Acta Botanica Brasilica** 21: 943-955.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D. & PUTZ, F.E. 1987. The dynamics of tree population in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology** 3: 357-366.

TABARELLI, M.& MANTOVANI, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia** 59: 251-261.

TERBORGH, J.; PITMAN, N.; SILMAN, M.; SCHICHTER, H. & NUNEZ V.P. 2002. Maintenance of tree diversity in tropical forests. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R. & GALETTI M. (Eds). **Seed Dispersal and Frugivory**: Ecology, Evolution, and Conservation. CABI, New York. p.1-17.

TURNER, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics** 20:171-197.

WATZLAWICK, L.F.; SANQUETA, C.R.; VALÉRIO, A.F. & SILVESTRE, R. 2005. Caracterização da composição florística e estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista no Município de General Carneiro (PR). **Ambiência** 1: 229-237.

WRIGTH, J.S. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia** 130:1–14.

ZAR, J.H. 1996. **Biostatistical analysis**.

CAPÍTULO 4

Dinâmica das Populações Arbóreas Dominantes em Área de Floresta Ombrófila Mista, Parque Estadual de Campos do Jordão, SP

RESUMO

Analisaram-se parâmetros demográficos de populações arbóreas em trecho da Floresta Ombrófila Mista no Sudeste do Brasil. Foram medidos, em 1988 e em 2008, os diâmetros dos troncos à 1,3m de altura do solo (dap) e estimadas as alturas de todas as árvores com dap ≥ 1,6 cm, em uma parcela de 0,5ha. Com base nos valores de densidade populacional e nos valores de cobertura obtidos no primeiro inventário foram selecionadas 14 espécies para a análise da dinâmica florestal. As populações selecionadas foram agrupadas em função de suas classes diamétricas e classificadas em árvores emergentes, de dossel e de submata. Foram comparadas as taxas de mortalidade e de recrutamento e a área basal obtidas para as populações selecionadas com as dos demais componentes arbóreos da floresta. A dinâmica florestal observada sugere instabilidade, demonstrada pelo balanço negativo entre as taxas de recrutamento (1,43%.ano^{-1}) e mortalidade (3,40%.ano^{-1}) e diminuição da área basal total (-16,2%). Mudanças mais acentuadas nas distribuições de tamanho foram encontradas para todas as populações arbóreas nas classes de diâmetros menores (dap ≤ 9,9cm). Os grupos selecionados refletiram, de maneira geral, as estratégias de regeneração descritas para espécies pioneiras longevas e para espécies de submata. A dinâmica observada concorda com resultados encontrados na região Sul do Brasil, e sustenta a hipótese de que a Floresta Ombrófila Mista apresenta dinâmica característica de comunidades florestais com dominância de pioneiras longevas.

ABSTRACT

Demographic parameters of tree populations in a Mixed Ombrophilous Forest in Southeastern Brazil were analyzed. Tree trunk diameter at breast height (dbh) were measured and tree height were estimated for of all trees with dbh ≥ 1.6cm in a 0.5ha forest plot in 1988 and 2008. Based on population density and cover values in the first inventory, 14 species were selected for the forest dynamics analysis. The selected populations were grouped as a function of their diametric structure and classified as emergent, intermediate and understorey trees. Mortality and recruitment rates and basal area of the selected populations were compared with the whole tree component. The observed forest dynamics suggests instability demonstrated by the negative balance among the recruitment (1.43 %.year^{-1}) and the mortality (3.40 %.year^{-1}) rates and the overall reduction in the basal area (-15.9 %). Larger changes in size distribution were found in lower diameter classes (dbh ≤ 9.9 cm) for the whole tree component and for the selected populations. The selected groups reflected in general the regeneration strategy described for long-lived pioneer and understory species. The observed dynamics is consistent with results found in the same forest type in Southern Brazil and supports the hypothesis that the Mixed Ombrophilous Forest presents dynamics typical of forest communities with dominance of long-lived pioneers.

4.1. Introdução

Populações de plantas apresentam propriedades dinâmicas relacionadas às suas histórias de vida, como taxas de natalidade, de mortalidade, de reprodução e de crescimento, padrões de distribuição espacial, estruturas etárias e de tamanho, entre outras (HARPER, 1977), que influem na estrutura das comunidades que compõem. Ecossistemas florestais são dinâmicos e as mudanças podem ocorrer de forma contínua no tempo e no espaço, ou de maneira abrupta em resposta a distúrbios intensos. Distúrbios naturais e perturbações antrópicas alteram a estrutura de florestas e desencadeiam mudanças em seus ambientes internos e a intensidade com que ocorrem origina diferentes respostas dos processos de regeneração e de sucessão. A estabilidade de uma comunidade pode ser medida por sua capacidade de resistir a uma perturbação ou retornar ao estado pré-distúrbio, caracterizado por um equilíbrio dinâmico (LARSEN, 1995). A ausência de perturbação não é sinônimo de estabilidade, pois espécies que requerem abertura no dossel nos estádios iniciais de desenvolvimento permanecem como adultos na comunidade, mas, por falta de recrutamento, suas populações podem decrescer e entrar em declínio.

Clareiras formadas pela morte e/ou tombamento de árvores são parte dessa dinâmica florestal ao criar um ambiente de regeneração necessário ao recrutamento de espécies dependentes de grande quantidade de luz durante seus ciclos de vida (DENSLOW & HARTSHORN, 1994). Espécies emergentes que requerem luz em sua fase reprodutiva para seu estabelecimento exigem a ocorrência de clareiras e se instalam após alterações no ambiente (SWAINE & WHITMORE, 1988; GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001). Em outro extremo, espécies tolerantes à sombra independem da abertura de clareiras durante todo o seu ciclo de vida (DENSLOW, 1987).

Diferentes características das espécies de plantas têm sido utilizadas para agrupá-las conforme propriedades que apresentam em comum, seja a exigência de luz, taxa de crescimento e de reprodução, estratégias de crescimento, seres sucessionais às quais pertencem, entre outras características, compondo grupos funcionais distintos na estrutura de comunidades. Cada classificação implica em simplificações que dificultam a aceitação de um modelo generalizado. Verificar se as espécies compartilham aspectos de suas histórias de vida (CLARK & CLARK, 1992) auxilia a identificar padrões que permitem o agrupamento de espécies, o que simplifica o tratamento de dados obtidos de comunidades florestais. A utilização de classes de distribuição de tamanho entre populações que ocupam uma mesma área tem sido empregada para identificar espécies com histórias de vida semelhantes (SWAINE *et al.*, 1990; KOHYAMA *et al.*, 2003; WRIGHT *et al.*, 2003) e tem apresentado bons resultados em estudos que avaliam o efeito de perturbações na comunidade (DENSLOW, 1995; MCLAREN *et al.*, 2005; COOMES & ALLEN, 2007), processos sucessionais e desenvolvimento estrutural (POORTER *et al.*, 2006) e para predizer a estrutura futura das áreas analisadas (FEELEY *et al.*, 2007).

Estudos sobre as coníferas do hemisfério sul reportam estratégias de recrutamento intermitente, dependente de grandes distúrbios, o que em florestas mais desenvolvidas é notado pela presença de adultos de grande porte e ausência nas classes menores de diâmetro (OGDEN & STEWART, 1995). Esta estratégia é compartilhada por várias espécies em diferentes tipos florestais que apresentam requerimentos ecológicos semelhantes em relação ao ambiente de iluminação (emergentes), altas taxas de crescimento em diâmetro e altura e persistência, denominadas pioneiras longevas (SWAINE & WHITMORE, 1988; GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001; EASDALE *et al.*, 2007). Estudos recentes sobre a dinâmica de

espécies arbóreas em áreas de Floresta Ombrófila Mista na região Sul reportam mudanças significativas nas estruturas de tamanho e florísticas indicativas de estádios serais intermediários (SANQUETA *et al.*, 2002; SONEGO *et al.*, 2007). Na avaliação da estrutura populacional de *A. angustifolia* em áreas de florestas com diferentes históricos de perturbação, principalmente por extração de madeira, Souza *et al.* (2008) observaram abundância de indivíduos de grande porte e poucos juvenis em áreas mais preservadas, e alto recrutamento em áreas mais degradadas.

O objetivo geral deste trabalho é examinar as variações estruturais e demográficas da sinúsia arbórea em uma área de Floresta Ombrófila Mista no Sudeste, partindo-se da hipótese que o trecho de floresta estudado tem sua dinâmica influenciada pela monodominância de pioneiras longevas. Buscou-se responder às seguintes questões: A população de *A. angustifolia* apresenta o padrão observado em florestas com monodominância de pioneiras longevas? O componente arbóreo da floresta apresenta estabilidade, está em processo sucessional ou se encontra em declínio? As populações arbóreas dominantes representam a dinâmica da sua sinúsia? As taxas de recrutamento, crescimento e mortalidade para a sinúsia arbórea, para as populações dominantes e para os grupos sucessionais são semelhantes quando discriminadas em classes de diâmetro? A área de estudo apresenta a instabilidade sugerida para as florestas dominadas por *A. angustifolia* na região sul do Brasil?

4.2. Material e Métodos

A descrição da área de estudo e o detalhamento dos procedimentos de campo encontram-se no capítulo 2.

Classificação dos Grupos Funcionais

Foram selecionadas 14 populações para análise, conforme a densidade absoluta (número de indivíduos maior ou igual a 40 no primeiro inventário) e o valor de cobertura. A partir dos dados do primeiro inventário as espécies foram agrupadas em função da sua distribuição em classes diamétricas e de altura. A ausência de um dossel contínuo, em função das características do relevo, só permitiu a definição clara de duas classes de altura, sendo uma terceira classe formada por populações que apresentaram ampla variação. Essas espécies foram classificadas em três grupos baseados nos estádios sucessionais e/ou estratos preferenciais: grupo A, espécies emergentes, cuja copa projeta-se acima do dossel da floresta (CLARK & CLARK, 1987); grupo B, ou grupo intermediário, formado por espécies que formam o dossel e espécies oportunistas que suportam diferentes graus de exposição à luz (SWAINE & WHITMORE, 1988), classificadas também como tolerantes à sombra (HARTSHORN, 1980; ARMELIN & MANTOVANI, 2001) e grupo C, espécies que completam seu ciclo de vida no interior da floresta, denominadas exclusivas da submata (DENSLOW, 1980; GENTRY & TERBORGH, 1990).

Para o agrupamento das espécies nos grupos funcionais foram consultadas classificações das espécies disponíveis na literatura sobre florestas montanas na região Sudeste do Brasil (COSTA & MANTOVANI, 1992; GANDOLFI *et al.*, 1995; PAULA *et al.*, 2004; OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2008) e as observações de campo. As populações de *A. angustifolia* e *P. lambertii* não atenderam o critério de densidade

populacional, mas foram incluídas por caracterizarem fisionomicamente a floresta, somando no primeiro inventário 48,4% da dominância relativa.

Análise dos Dados

A caracterização da estrutura da comunidade foi feita através dos dados biométricos e de densidade obtidos para cada espécie, através dos quais foram calculadas as dominâncias absolutas e relativas e o valor de cobertura (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974).

Os parâmetros demográficos extraídos das populações inventariadas foram: taxas anuais de mortalidade (M), recrutamento (R), crescimento absoluto e relativo (C_{abs} e C_{rel}) e taxa de crescimento populacional (λ). Os cálculos das taxas de mortalidade e de recrutamento seguiram Sheil & May (1996):

$M = \{1 - [(N_{inicial} - m)/N_{inicial}]^{1/\Delta t}\} \times 100$ e $R = \{[(N_{inicial} + r)/N_{inicial}]^{1/\Delta t} - 1\} \times 100$,

onde: $N_{inicial}$ = população inicial; m = número de mortos da população inicial; Δt = intervalo entre os dois inventários e r = número de indivíduos recrutados.

As taxas de crescimento absoluto (C_{abs}) e relativo (C_{rel}) foram obtidas das diferenças das somas dos diâmetros dos caules nas duas amostragens:

$C_{abs} = (dap_2 - dap_1) / \Delta t$ e $C_{rel} = \{[(dap_2 / dap_1) / \Delta t] - 1\} \times 100$

Calculou-se a taxa finita de crescimento de cada populações (lambda) de:

$\lambda = (N_t / N_0)^{1/\Delta t}$

onde: N_0 = número de indivíduos no primeiro inventário;

N_t = número de indivíduos no segundo inventário;

Δ_t = intervalo de tempo em anos, entre os dois inventários.

As populações foram divididas em duas classes de diâmetro, com o intuito de avaliar a variação dos parâmetros demográficos durante a história de vida dos seus

componentes e para permitir comparação com outros estudos que utilizaram apenas um dos critérios de inclusão. As classes foram selecionadas para diferenciar jovens de adultos, embora não sejam classes ontogenéticas. Os critérios para discriminação foram: classe 1: 1,6 < dap < 10 cm e classe 2: dap ≥ 10 cm.

Para verificar se ocorreram mudanças na estrutura do componente arbóreo no intervalo de tempo observado, foram comparadas as distribuições de diâmetro e de altura, de todos os indivíduos, nas duas medições. Efetuou-se a mesma comparação nas duas classes de diâmetro definidas e as populações selecionadas para avaliar o padrão obtido para toda a comunidade.

Para as populações selecionadas as análises foram feitas para os grupos funcionais, com os mesmos critérios. O mesmo procedimento de comparação foi adotado para avaliar as taxas de recrutamento, crescimento e mortalidade.

4.3. Resultados

No inventário de 1988 foram amostrados 2.101 indivíduos, 1.691 na classe 1 e 410 na classe 2. A área basal total estimada foi de 46,02$m^2.ha^{-1}$ sendo 5,78$m^2.ha^{-1}$ na classe 1 e 40,24$m^2.ha^{-1}$ na classe 2. No segundo inventário foram amostrados 1740 indivíduos, 1335 na classe 1 e 405 na classe 2. A área basal total estimada foi de 38,70$m^2.ha^{-1}$, sendo 4,46$m^2.ha^{-1}$ na classe 1 e 34,24$m^2.ha^{-1}$ na classe 2. As populações selecionadas somaram 69% do número total de indivíduos e 90% da área basal total em 1988 e 61% do número total de indivíduos e 85% da área basal em 2008 (tabela 4.1).

Tabela 4.1. Espécies selecionadas com base no número de indivíduos e no valor de cobertura no primeiro inventário. Campos de Jordão, SP, aproximadamente 22°41'78"S e 45° 28'49"O. $N_{inicial}$ = Número de indivíduos no primeiro inventário; VC = Valor de cobertura (%); dap = Classes de diâmetro do caule a 1,3m de altura do solo (cm); PL = pioneira longeva, ST = secundária tardia, SI = secundária inicial, SUB = submata; GF = Grupo funcional: A = emergente, B = submata/oportunista e C = exclusiva submata.

Espécie **(código)**	$N_{inicial}$	VC	Estádio ou Estrato	dap	GF
Araucaria angustifolia (Bertol.)Kuntze ***(Aang)***	25	30,55	PL	> 50	A
Podocarpus lambertii Klotzsch ex Endl. ***(Plam)***	39	20,86	PL	> 50	A
Myrcia arborescens Berg ***(Marb)***	50	13,44	ST	> 50	A
Myrceugenia miersiana (Gardner) D.Legr. & Kausel ***(Mmie)***	385	24,77	ST	≤ 30	B
Myrceugenia myrcioides Berg ***(Mmyr)***	49	4,13	ST	≤ 30	B
Myrcia laruotteana Cambess ***(Mlar)***	65	5,52	SI	≤ 30	B
Rapanea umbellata (Mart.)Mez ***(Rumb)***	110	10,40	SUB	≤ 30	B
Cinnamomum stenophyllum (Meisn.)Vattimo ***(Cste)***	72	7,20	SI	≤ 30	B
Ocotea pulchella Mart. ***(Opul)***	60	6,42	ST	≤ 30	B
Prunus sellowii Koehne ***(Psel)***	42	3,07	SI	≤ 30	B
Drymis brasiliensis Miers ***(Dbra)***	175	12,27	ST	≤ 30	B
Siphoneugena reitzii D.Legrand ***(Srei)***	129	6,89	ST	≤ 15	C
Gomidesia sellowiana O.Berg ***(Gsel)***	170	9,27	SUB	≤ 15	C
Myrceugenia ovata Berg ***(Mova)***	69	3,49	SUB	≤ 15	C

A distribuição diamétrica dos indivíduos amostrados e das espécies selecionadas apresenta o mesmo padrão nos dois inventários (Figura 4.1). Nas duas situações a distribuição diamétrica foi avaliada com o teste de Kolmogorov-Smirnov

e apresentou diferenças significativas entre o primeiro e o segundo inventários (D_{obtido}= 0,05 - *p* = 0,01, para todas as espécies e D_{obtido} = 0,60 - *p* = 0,02, para as espécies selecionadas). Quando a avaliação foi feita para as classes de diâmetro, nos dois casos, as diferenças só foram significativas para a classe 1 (D_{obtido} = 0,07 *p* = 0,0006 para todas as espécies e D_{obtido} = 0,06 *p* = 0,02 para as espécies selecionadas). As diferenças estruturais encontradas nos dois casos se devem à dinâmica mais acentuada nas classes de diâmetros menores, que contém vários indivíduos juvenis (Tabela 4.2)

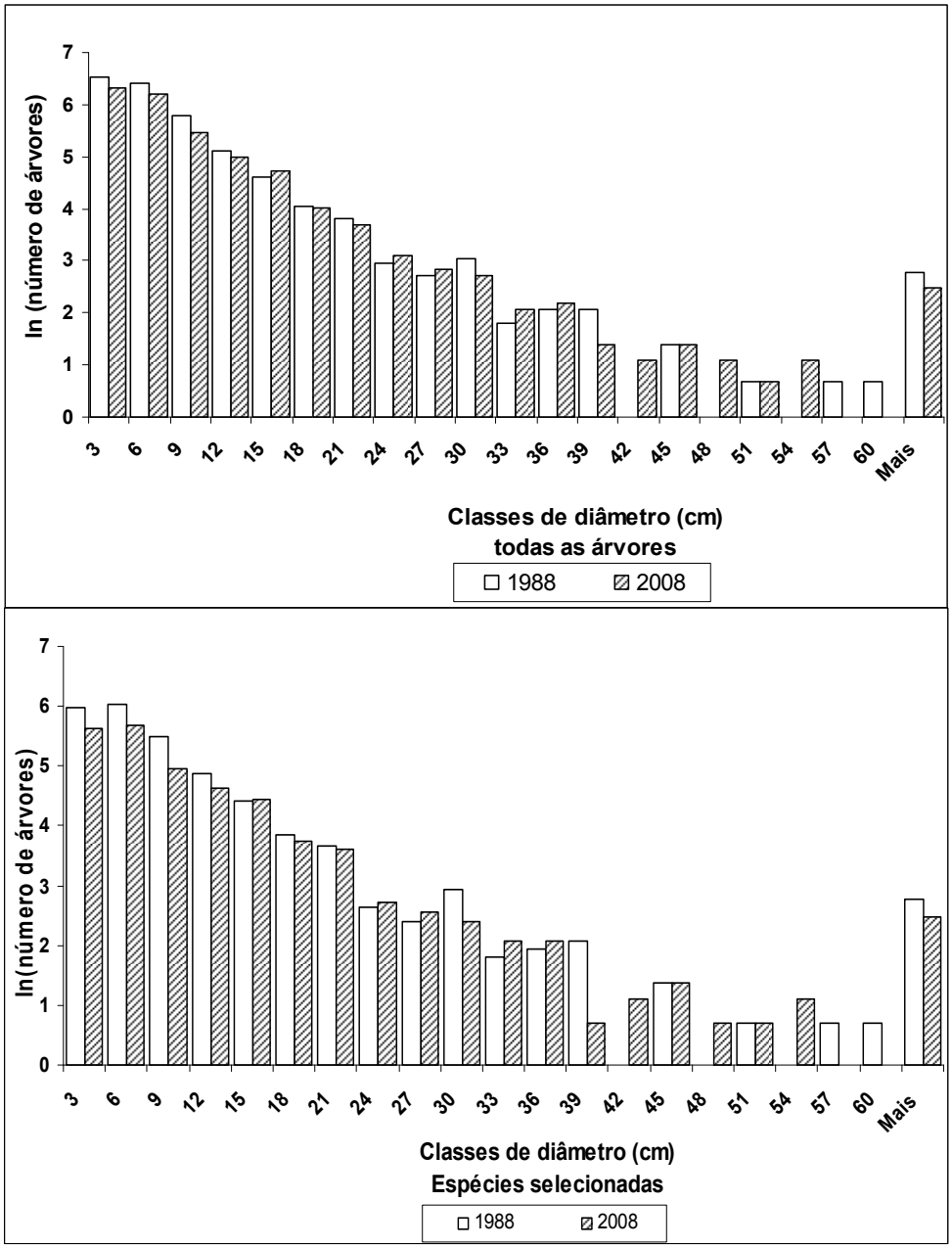


Figura 4.1. Histograma da distribuição de abundância por classes de diâmetro de todos os indivíduos amostrados e das espécies selecionadas.

As distribuições de classes de diâmetro e de altura das populações selecionadas para formar os grupos funcionais mostram, ao utilizar o diagrama de caixas, que embora se observem valores extremos nestas medidas o padrão de distribuição de tamanhos de caules e das alturas dos indivíduos, permitem a

discriminação dos três estratos utilizados para formar os grupos (Figura 4.2 a e b). O padrão de cada grupo, ao observar as distribuições por classes de diâmetro (Figura 4.3.a,b,c,d,e,f) corresponde ao descrito na literatura para emergentes, dossel (apesar da descontinuidade) e submata em função do gradiente de luz (GENTRY & TERBORGH, 1990; POORTER *et al.,* 1996).

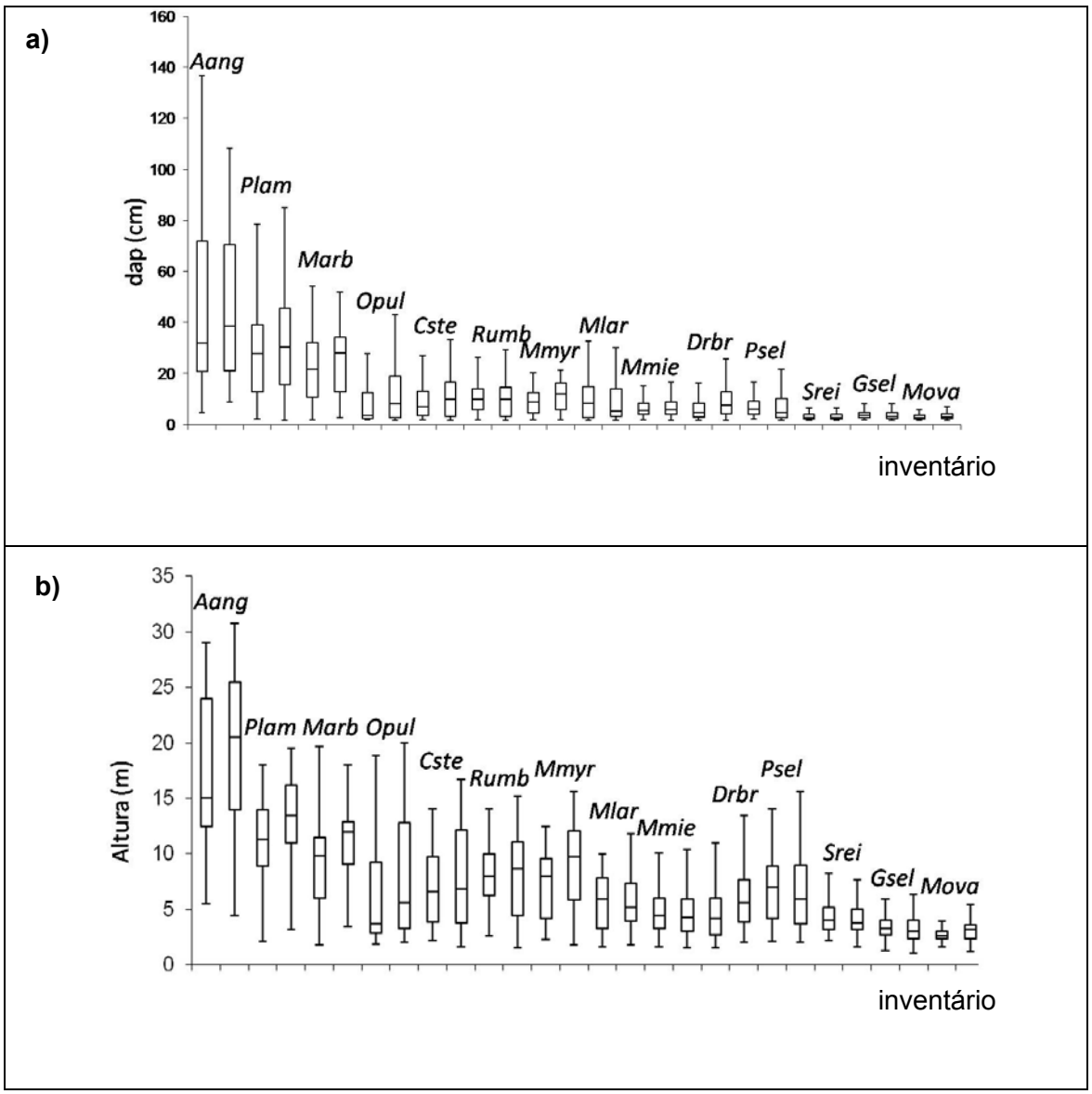
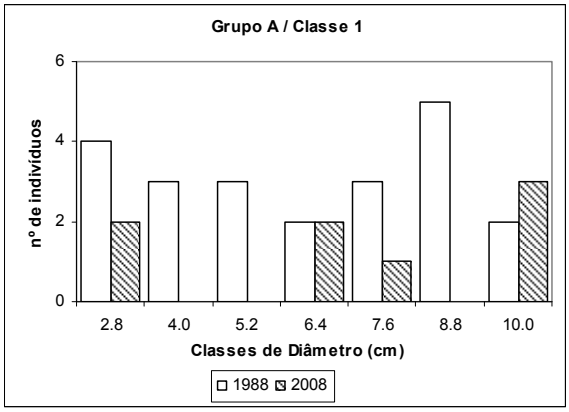
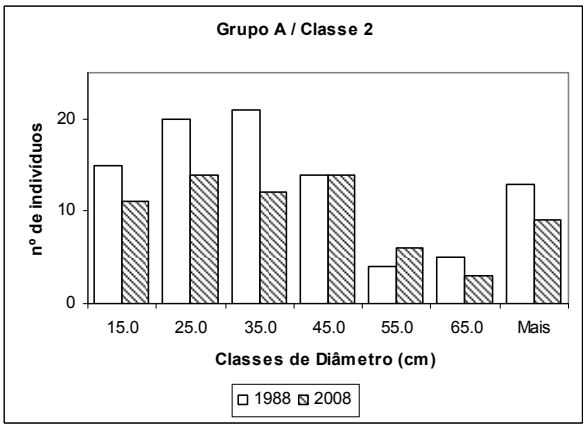


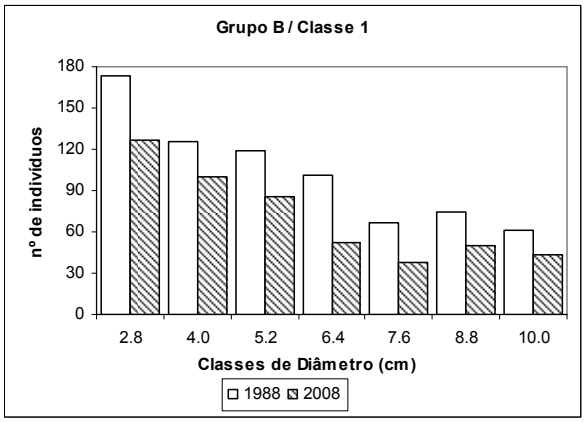
Figura 4.2. Diagrama de caixa das distribuições de diâmetro (a) e altura (b) das espécies selecionadas utilizadas para identificar os estratos ocupados pelas espécies. (códigos na Tabela 4.1).



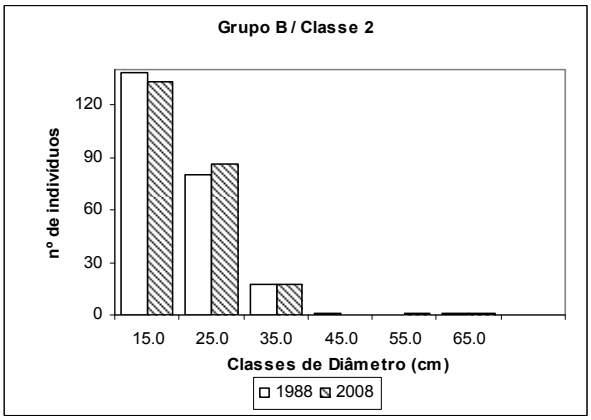
D = 0,284 ***p*** = 0,652



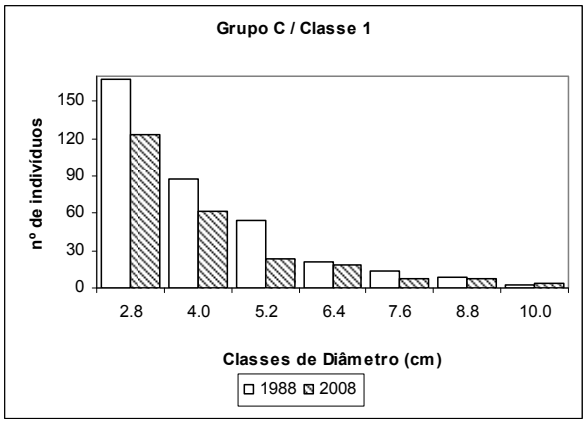
D = 0,094 ***p*** = 0,858



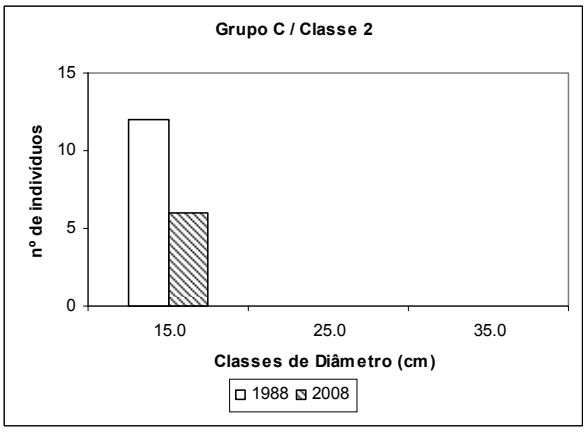
D = 0,062 ***p*** = 0,195



D = 0,090 ***p*** = 0,278



D = 0,090 ***p*** = 0,177



D = 0,307 ***p*** = 0,7490

Figura 4.3. Histograma da distribuição de freqüência por classe de diâmetro dos grupos selecionados,com os valores de D obtidos no teste de Kolmogorov-Smirnov comparando as duas distribuições. Escala para classe 1, incremento de 1,2cm; escala para classe 2, incremento de 10cm.

Ao comparar a distribuição diamétrica de cada uma das populações selecionadas nas duas datas dos inventários, foram observadas diferenças dentro das populações e nos grupos pré-definidos, constatando-se declínio populacional (λ < 1) para 11 das 14 espécies (tabela 4.2). No grupo das emergentes (A), o número de indivíduos nas populações isoladas da classe 1 não foi suficiente para análise, pelo baixo recrutamento e, para as populações das arvoretas exclusivas da submata (C), o número foi insuficiente na classe 2.

Tabela 4.2. Comparação da distribuição diamétrica das espécies dominantes nas duas datas dos inventários através do teste de Kolmogorov-Smirnov. Os testes foram aplicados para as populações totais (Todos) e separadas nas classes de diâmetro pré-definidas (Classe 1: 1,6 < dap <10 ; Classe 2: dap ≥ 10). X = número de indivíduos insuficiente para análise. Valores de λ (taxa de crescimento finito da população) para as espécies dominantes.

Espécie	*Grupo*	*Todos*		*Classe 1*		*Classe 2*		
(código)		D_{obtido}	*p*	D_{obtido}	*p*	D_{obtido}	*p*	*λ*
Aang	A	0,20	0,707	X	X	0,15	0,968	0,9864
Plam	A	0,18	0,588	X	X	0,17	0,732	0,9853
Marb	A	0,20	0,430	X	X	0,20	0,524	0,9748
Opul	B	0,21	0,265	0,18	0,691	0,26	0,625	0,9748
Mmyr	B	0,30	0,036	0,15	0,967	0,32	0,195	0,9833
Rumb	B	0,19	0,038	0,35	0,001	0,18	0,364	0,9952
Cste	B	0,17	0,370	0,23	0,336	0,17	0,838	0,9799
Psel	B	0,22	0,214	0,34	0,028	X	X	1,0077
Dbra	B	0,20	0,010	0,21	0,028	0,13	0,920	0,9724
Mlar	B	0,11	0,820	0,18	0,407	0,14	0,969	1,0044
Mmie	B	0,05	0,747	0,06	0,674	0,10	0,098	0,9866
Srei	C	0,06	0,976	0,06	0,098	X	X	1,0069
Gsel	C	0,18	0,106	0,17	0,147	X	X	0,9508
Mova	C	0,13	0,797	0,13	0,797	X	X	0,9743

Os resultados obtidos para as taxas de recrutamento, crescimento, mortalidade e crescimento natural (λ) mostram que no período estudado ocorreram mudanças em todos os níveis de organização utilizados para análise (tabela 4.3).

Tabela 4.3. Número de indivíduos no primeiro inventário ($N_{inicial}$), taxas de mortalidade (M), recrutamento (R), crescimento relativo em diâmetro ($C_R$dap) e taxa de crescimento finito, lambda (λ). R* (recrutamento inclui mudanças de classe).

	$N_{inicial}$	R (% ano)	M (% ano)	$C_R$dap (%)	λ
TOTAL (dap ≥ 1,6)					
Todos	2101	1,43	3,40	1,64	0,9906
14_sp	1439	0,88	2,98	1,58	0,9849
Grupo A	114	0,09	1,94	1,03	0,9812
Grupo B	957	0,84	2,67	1,45	0,9867
Grupo C	368	1,20	4,32	1,56	0,9811
CLASSE 1 (dap < 10)					
Todos	1691	1,66	3,88	1,64	0,9883
14_sp	1098	1,12	3,44	1,43	0,9811
Grupo A	22	0,44	2,99	3,18	0,9563
Grupo B	721	1,09	3,06	1,72	0,9814
Grupo C	355	1,24	4,35	1,58	0,9816
CLASSE 2 (dap ≥ 10)					
Todos	410	1,35	1,91	0,73	0,9994
14_sp	341	0,96	1,74	0,72	0,9956
Grupo A	92	0,26	1,80	0,63	0,9857
Grupo B	236	1,31	1,63	1,50	1,0002
Grupo C	13	0,00	3,79	0,75	0,9621

As modificações foram mais acentuadas nas classes de diâmetro menores, principalmente no grupo das arvoretas exclusivas da submata (grupo C), O agrupamento não traduz a dinâmica das populações isoladas, pois há uma clara substituição no valor de cobertura neste compartimento: *Gomidesia sellowiana* e *Myrceugenia ovata* mostram declínios acentuados de suas populações, com alta mortalidade (6,75%,ano^{-1} e 4,76%,ano^{-1}) e baixo recrutamento (0,58%,ano^{-1} e 1,05%,ano^{-1}), *Siphoneugena reitzii* se encontra em equilíbrio dinâmico com taxas de mortalidade e recrutamento próximas (mortalidade de 2,06%,ano^{-1} e recrutamento de 2,01%,ano^{-1}), sendo uma das três populações avaliadas que apresentou crescimento em número de indivíduos (λ = 1,0069) e na área basal, No grupo das espécies emergentes (grupo A), também foram encontradas diferenças ao avaliar as populações individualmente, apesar do padrão geral não ser tão discrepante. Não houve recrutamento de novos indivíduos nas populações de *A, angustifolia* e *P, lambertii*, *M, arborescens* recrutou um único indivíduo e apresentou taxa de mortalidade maior do que as outras espécies do grupo. Entre as espécies do grupo B as taxas de mortalidade variaram de 1,21%,ano^{-1} a 4,21%,ano^{-1} e as de recrutamento variaram de 0,29,ano^{-1} a 2,29%,ano^{-1}. As espécies que mostraram equilíbrio entre as duas taxas foram *Myrcia laruotteana*, *Prunus sellowii* e *Rapanea umbellata*, sendo que as duas primeiras apresentaram crescimento populacional (λ > 1), *Drymis brasiliensis* apresentou a maior diferença entre as taxas de mortalidade e recrutamento, com 4,21%,ano^{-1} e 0,69%,ano^{-1}, respectivamente.

Em termos de dominância relativa, os grupos A e C diminuíram sua participação na área amostral, perdendo 8,42% e 0,51% da dominância relativa em relação ao primeiro inventário, e o grupo B aumentou sua participação em 4,09%. O

grupo B foi o único a apresentar taxa de crescimento natural maior que um (λ = 1,0009), quando o critério de inclusão foi o de diâmetro maior ou igual a 10cm.

4.4. Discussão

A dinâmica da área de estudo sugere, para o período de observação, instabilidade em quase todos os componentes analisados. As espécies selecionadas representam o padrão observado para toda a sinúsia arbórea. Nos dois grupos a dinâmica é mais acentuada na classe de diâmetro entre 1,6 e 9,9 cm (classe 1), onde se registraram maiores taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento relativo, de acordo com padrão registrado para outros ecossistemas florestais (DENSLOW, 1987; CLARK & CLARK, 1992; FELFILI, 1995; POORTER *et al.*,1996; WRIGHT *et al*., 2003; GOMES *et al*., 2003; APPOLINARIO *et al*., 2005; PAIVA *et al*., 2007; HIGUCHI *et al*., 2008).

A análise dos grupos permitiu identificar padrões característicos em cada um, com algumas populações apresentando particularidades. Entre as árvores emergentes (grupo A), a distribuição de tamanho representa o padrão típico de espécies pioneiras longevas (FINNEGAN, 1996), com distribuição de diâmetro evidenciando coortes em ambas as classes. Este grupo é caracterizado pelo baixo recrutamento, baixa mortalidade na classe 2 e alto crescimento relativo na classe 1.

Apesar de mostrar declínio para quase todas as populações, as árvores de dossel/oportunistas (Grupo B) apresentam distribuição de tamanho em “J invertido”, mantendo-se a regeneração das diferentes populações, o que é confirmado pelos valores de lambda obtidos. Das oito populações examinadas, cinco aumentaram a dominância relativa, o que indica que apesar do recrutamento não contrabalançar a

mortalidade, houve crescimento dos indivíduos remanescentes. Como exemplo, *Drymis brasiliensis* apresentou uma das mais altas taxas de mortalidade (4,2%,ano^{-1}) e foi, também, a espécie com a maior taxa de crescimento relativo em diâmetro e altura.

Para duas das três populações que integram o grupo de espécies exclusivas de submata (Grupo C), foram registradas as mais altas taxas de mortalidade de todo o componente arbóreo-arbustivo, *Gomidesia sellowiana*, espécie observada na borda da mata, apresentou o declínio populacional mais acentuado (λ = 0,9508), apesar de ainda recrutar novos indivíduos, da mesma maneira observada para *Myrceugenia ovata*. *Siphoneugena reitzii*, espécie das florestas montanas e úmidas acima de 900 m de altitude nas regiões Sudeste (SOBRAL & PROENÇA, 2006), e Sul, substituiu *Gomidesia sellowiana* em importância na submata.

O resultado obtido para a dinâmica dos grupos parece indicar que a área de floresta estudada encontra-se em estádio sucessional de construção. Os indicadores são: a mortalidade de grandes árvores e entrada de espécies pioneiras, a distribuição senil das populações do grupo A, o crescimento observado nos indivíduos das espécies do grupo B e conseqüente aumento de sua participação na ocupação da área, e o declínio da população de *Gomidesia sellowiana* característica da borda da mata, indicativo de sombreamento no interior.

A descrição de Klein (1978) para as Florestas Ombrófilas Mistas na região Sul categoriza os estádios de desenvolvimento em função da composição e da estrutura da submata, dividindo-os em dois agrupamentos, denominados pelo autor de sub-formações. Um deles, mais desenvolvido, é caracterizado por densas submatas de

árvores de Lauraceae, o outro, com árvores de *A. angustifolia* mais esparsas, têm na submata o predomínio de árvores de Myrtaceae e de Aquifoliaceae, de menor porte.

Na área de estudo houve aumento da representação de Lauraceae, por incremento nas populações de *Ocotea pulchella* e *Cinnamomum stenophyllum* nas classes maiores de diâmetro e altura, mas Myrtaceae ainda domina a submata. *Ocotea pulchella* é a espécie característica da submata das Matas com *Araucaria* menos desenvolvidas no sul de Santa Catarina e norte do Rio Grande do Sul (KLEIN, 1978), onde é comum ocorrerem densos taquarais, fato também observado em Campos do Jordão, em que a presença de *Merostachis petiolata* aumentou no período de 20 anos. A presença de um único indivíduo de grande porte de *Ocotea pulchella* no inventário de 1988 parece indicar perturbação por corte seletivo que deixou um testemunho.

A comparação das taxas de mortalidade e de recrutamento obtidas em outros estudos em Floresta Ombrófila Mista no Paraná mostram que a dinâmica observada neste estudo é comparável ao encontrado em áreas com menor interferência antrópica recente e período de observação similar (SCHAAF *et al.*, 2006), e difere dos encontrados em áreas com histórico de perturbação recente e períodos de observação menores (SANQUETA *et al.*, 2003). Na área com alta taxa de recrutamento descrita por Sanqueta *et al.*, (2003) havia corte seletivo de madeira e manejo de erva-mate (*Ilex paraguariensis*) até o ano de 2001, enquanto a área estudada por Schaaf *et al.*,(2006) foi mantida à preservação desde sua doação para a Universidade Federal do Paraná, em 1972. A comparação só foi possível para a classe 2 (diâmetro ≥ 10 cm), critério utilizado nos estudos mencionados (tabela 4.4). As médias obtidas nestes estudos para as taxas de mortalidade e de recrutamento foram de 2,08 %.ano^{-1} e 2,04 %.ano^{-1}.

Tabela 4.4. Taxas de recrutamento e de mortalidade para áreas de Floresta Ombrófila Mista no Paraná e em São Paulo, CJ-SP, este estudo; STJ-PR, Estação Experimental de São João do Triunfo, UFPR-Paraná (SCHAAF *et al.*, 2006); GC-PR e CDS-PR área de floresta em regeneração nos municípios de General Carneiro e Coronel Domingos Soares (SANQUETA *et al.*, 2003), dap = diâmetro do caule a 1,3m de altura, M = Taxa de mortalidade, R = Taxa de recrutamento.

Local	Coordenadas		Altitude	Clima	dap	Área	Período	M	R
	lat (S)	long (O)	(m)	(Koeppen)	(cm)	(ha)	(anos)	(%)	(%)
CJ –SP*	22°40'57"	42°27"11"	1600	Cfb	10,0	0,50	20,0	1,85	1,35
SJT – PR	25°34'18"	50°05'56"	780	Cfb	10,0	3,50	7,0	1,90	2,87
GC e CDS -PR	26°25'30"	51°19"00"	800	Cfb	10,0	8,00	4,0	1,01	5,58
SJT – PR	25°34'18"	50°05'56"	780	Cfb	20,0	9,00	21,0	1,30	1,17

A dinâmica da área de estudo é principalmente relacionada com a queda dos indivíduos de grande porte, de *A. angustifolia* e de *P. lambertii*, pois *M. arborescens* permanece morta em pé. Embora a queda de árvores de grande porte propicie a criação de ambientes favoráveis para a colonização e o crescimento, principalmente de espécies heliófitas, pioneiras, as árvores que tombam levam à mortalidade várias árvores estabelecidas. No presente caso, a diferença de tamanho entre as árvores emergentes e as demais componentes da comunidade é um dos principais fatores da alta taxa de mortalidade observada nos demais estratos da floresta. *A. angustifolia*, mesmo viva, dificulta o estabelecimento de outras árvores na área de projeção de sua copa, pois a queda natural de seus galhos causa danos severos. Foi amostrado um grande número de indivíduos que apresentavam decréscimo em altura por danos causados por queda de galhos.

O padrão observado para as duas espécies de gimnospermas está de acordo com resultados obtidos sobre a estratégia de regeneração de coníferas do

hemisfério sul, na qual o recrutamento é intermitente, dependente de perturbações ocasionais (KERSHAW & WAGSTAFF, 2001). Em estudo sobre as estratégias de regeneração de coníferas na Nova Zelândia, Ogden & Stewart (1995) construíram um modelo conceitual, chamado modelo Lozenge, no qual coortes de coníferas se estabelecem e propiciam a entrada de angiospermas, que passam a dominar a submata, limitando o recrutamento das coníferas. As coníferas passam a ter seu recrutamento restrito a locais com distúrbios mais intensos, embora permaneçam como indivíduos de grande porte dominando a estrutura da floresta.

As hipóteses propostas no passado por Hueck (1953) e por Klein (1960), que apontavam o caráter sucessional das Florestas com *Araucaria*, em função dos requerimentos desta espécie a ambientes abertos e iluminados para sua instalação, se mostram atuais em estudos recentes. Em pesquisa sobre a ecologia da regeneração da *A. angustifolia*, Souza *et al*. (2008) constataram recrutamento mais alto e indivíduos de porte médio em áreas alteradas, em contrapartida ao baixo recrutamento e indivíduos de grande porte em áreas mais conservadas. Nas áreas de ocorrência da Floresta Ombrófila Mista em que esta forma um mosaico com áreas de campo, pode-se observar indivíduos jovens de *A. angustifolia* na borda da mata e nos campos, iniciando um processo seral que tende para a formação de floresta. O clima atual, nas áreas de ocorrência desta formação, é mais propenso ao desenvolvimento florestal em detrimento das áreas campestres, sendo os campos relictos de condições climáticas pretéritas mais frias e secas (BEHLING *et al.*, 2004; OLIVEIRA & PILLAR, 2004). Com o controle do fogo e a diminuição das áreas de pastagem, espécies arbóreas e arbustivas pioneiras invadem as áreas de campo e iniciam o processo de colonização que culminará com a formação florestal (HUECK, 1953; KLEIN, 1960; OLIVEIRA & PILLAR, 2004).

Os resultados deste estudo confirmam as hipóteses propostas no passado por Hueck (1953) e Klein (1960). A pesquisa conduzida por Solórzano-Filho (2001) no Parque Estadual de Campos do Jordão, em área florestal mais alterada que a deste estudo indicou maiores densidade e recrutamento na população de *A. angustifolia* do que os resultados obtidos nesta pesquisa, na qual a espécie mostra uma população senil. Estes dados sustentam a hipótese de que a dinâmica da Floresta Ombrófila Mista é influenciada pela dominância de plantas pioneiras longevas, cuja freqüência na distribuição de tamanhos de suas populações é característica de processos sucessionais ainda em curso. Observou-se a queda de grandes árvores e a colonização dos espaços abertos por espécies pioneiras, mas a ausência de recrutamento de *A. angustifolia* e *P. lambertii* nas grandes clareiras parece indicar declínio de suas populações e eventual substituição no interior da mata.

Referências Bibliográficas

APOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA FILHO, A.T. & GUILHERME, F. A. G. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica** 28(2): 347-360.

ARMELIN, R.S. & MANTOVANI, W. 2001. Definições de clareira natural e suas implicações no estudo da dinâmica sucessional em florestas. **Rodriguésia** 52(81): 5-15.

BEHLING, H.; PILLAR, V.D.; ORLÓCI, L. & BAEURMANN, S.G. 2004. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambara. do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology** 203: 277-297.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1987. Population ecology and microhabitat distribution of *Dipterix panamensis*, a neotropical rainforest emergent tree. **Biotropica** 19(3): 236-244.

CLARK, D.A. & CLARK, D.B. 1992. Life story diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rainforest. **Ecological Monographs** 62: 315–344.

COOMES, D.A. & ALLEN, R.B. 2007. Mortality and tree-size distributions in natural mixed-age forests. **Journal of Ecology** 95: 27–40.

COSTA, M.; MANTOVANI, W. 1992. Composição e estrutura de clareiras em mata mesofítica na Bacia de São Paulo. In: II CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS. São Paulo, SP. **Revista do Instituto Florestal** 4(1):178-173.

DENSLOW, J. S. & HARTSHORN, G. S. 1994. Treefall Gap Environments and Forest Dynamic Process. In: MCDADE, L. A.; BAWA, K. S.; HESPENHEIDE, H. A. & HARTSHORN, G. S. (Eds.). **La Selva:** Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest. The University of Chicago Press, Chicago. p. 120 - 128.

DENSLOW, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica** 12(1): 47-55.

DENSLOW, J. S. 1987. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics** 18: 431-451.

DENSLOW, J. S. 1995. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. **Ecological Applications** 5: 962-968.

EASDALE, T.A.; HEALEY, J.R.; GRAU, H.R. & MALIZIA, A. 2007. Tree life histories in a montane subtropical forest: species differ independently by shade-tolerance, turnover rate and substrate preference. **Journal of Ecology** 95: 1234 – 1249.

FEELEY, K.J.; STUART, J.; DAVIES S.J.; NOOR, N.S.; KASSIM, A. R. & TAN, S. 2007. Do current stem size distributions predict future population changes? An empirical test of intraspecific patterns in tropical trees at two spatial scales. **Journal of Tropical Ecology** 23:191–198.

FELFILI, J.M. 1995. Diversity, structure and dynamics of a gallery Forest in central Brazil. **Vegetatio** 117: 1-15.

FINNEGAN, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. **Trends in Ecology & Evolution** 11: 120 – 124.

GANDOLFI, S., LEITÃO FILHO, H.F. & BEZERRA, C.L.F. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia** 55:753-767.

GENTRY, A.H. & TERBORGH, J. 1990. Composition and dynamics of the Cocha Cashu “mature” floodplain forest. In: GENTRY, A. H. (Ed.). **Four Neotropical Rainforests.** Yale University Press, New Haven. p.542-564.

GOMES, E.P.C.; MANTOVANI, W. & KAGEYAMA, P. 2003. Mortality and Recruitment of Trees in a Secondary Montane Rain Forest in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 63(1): 47-60.

GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** 148: 185–206.

HARPER, J.L.1977. **Population biology of plants**. Academic Press, London. 892p.

HARTSHORN, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. **Biotropica** 12(1): 23-30.

HIGUCHI, P.; TEIXEIRA OLIVEIRA-FILHO, A.; SILVA, A.C.; MACHADO, E.L.M.; SANTOS, R.M. & PIFANO, D.S. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore** 32: 417-426.

HUEK, K. 1953. Distribuição e habitat natural do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*). **Boletim da Faculdade de Filosofia e Ciências da Universidade de São Paulo (Botânica)** 156: 67-81.

KERSHAW, P. & WAGSTAFF, B. 2001. The Southern Conifer Family Araucariaceae: History, Status, and Value for Paleoenvironmental Reconstruction. **Annual Review of Ecology and Systematics** 32: 397-414.

KLEIN, R.M. 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia** 12: 17-44.

KLEIN, R.M. 1978. **Contribuição ao conhecimento da flora e da vegetação do Vale do Itajaí – Santa Catarina**. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo. 412p.

KOHYAMA, T.; SUZUKI, E.; PARTOMIHARDJO, T.; YAMADA, T. & KUBO, T. 2003. Tree species differentiation in growth, recruitment and allometry in relation to maximum height in a Bornean mixed dipterocarp forest. **Journal of Ecology** 91:797–806.

LARSEN, J.B. 1995. Ecological stability of forests and sustainable silviculture. **Forest Ecology and Management** 73: 85 – 96.

MCLAREN, K.P.; MCDONALD, M.A.; HALL, J.B. & HEALEY, J.R. 2005. Predicting species response to disturbance from size class distributions of adults and saplings in a Jamaican tropical dry forest. **Plant Ecology** 181:69–84.

MUELLER-DOMBOIS, E. & ELLENBERG, H. 1974. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. John Wiley & Sons, New York. 547p.

OGDEN J. & STEWART G. H. 1995. Community dynamics of the New Zealand conifers. In: ENRIGHT, N. & HILL, R. S. (Eds). **Ecology of the Southern Conifers**. Smithsonian Institution Press, Washington. p. 81–119.

OLIVEIRA, J.M. & PILLAR, V.D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. **Community Ecology** 5:197-202.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VAN DEN BERG, E.; MARTINS, J.C.; VALENTE, A.S.M.; PIFANO, D.S.; SANTOS, R.M.; MACHADO, E.L.M. & SILVA, C.P.C. 2008. Espécies de ocorrência do Domínio Atlântico, do Cerrado e da Caatinga. In: OLIVEIRA-FILHO, A.T & SCOLFORO, J.R. (Eds.) **Inventário Florestal de Minas Gerais**. Editora UFLA, Lavras. p. 421-540.

PAIVA, L.V.; ARAÚJO, G.M. & PEDRONI, F. 2007. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the "Estação Ecológica do Panga", municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 30(3): 365-373.

PAULA, A.; SILVA, A.F., MARCO Jr, P.; SANTOS, F.A.M. & SOUZA, A.L. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. 18(3): 407-423.

POORTER, L.; BONGERS, F.; VAN ROMPAEY, R.S.A.R. & KLERK, M. 1996. Regeneration of canopy tree species at five sites in West African moist forest. **Forest Ecology and Management** 84: 61-69.

POORTER, L.; BONGERS, L. & BOGERS, F. 2006. Architecture of 54 moist-forest tree species: traits, trade offs, and functional groups. **Ecology** 87: 1289 -1301.

SANQUETTA, C. R.; PIZZATTO W.; NETTO S. P.; FIGUEIREDO FILHO, A. & EISFELD, R. L. 2002. Estrutura vertical de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Sul do Paraná. **Revista Floresta** 32: 267 -276.

SANQUETA, C.R.; CORTE, A.P.D. & EISFELD, R.L. 2003. Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de Araucária (*Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.) no Estado do Paraná, Brasil. **Revista Ciências Exatas e Naturais** 5: 101-112.

SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; GALVÃO, F. & SANQUETTA, C.R. 2006. Alteração na estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista no período entre 1979 e 2000. **Revista Árvore** 30: 283-295.

SHEIL, D. & MAY, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology** 48: 91-100.

SOBRAL, M. & PROENÇA, C.E.B. 2006. *Siphoneugena delicata* (Myrtaceae), a New Species from the Montane Atlantic Forests of Southeastern Brazil. **Novon** 16(4): 530-532, dez. 2006.

SOLÓRZANO-FILHO, J.A. 2001. **Demografia, Fenologia e Ecologia da Dispersão de Araucaria angustifolia (Bert.) Kuntze (Araucariaceae), numa População Relictual em Campos do Jordão, SP**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo. 155p

SONEGO, R.B.; BACKES, A. & SOUZA, A.F. 2007. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. **Acta Botanica Brasilica** 21: 943-955.

SOUZA, A.F. FORGIARINI, C.; LONGHI, S.J. & BRENA, D.A. 2008. Regeneration patterns of a long-lived dominant conifer and the effects of logging in southern South America. **Acta Oecologica** 34: 221 -232.

SWAINE, M. D. & WHITMORE, T. C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. **Vegetatio** 75: 81-86.

SWAINE M. D.; LIEBERMAN D. & HALL J. B. 1990. Structure and dynamics of a tropical dry forest in Ghana. **Vegetatio** 88**:** 31–51.

WRIGHT, S.J.; MULLER-LANDAU, H.C.; CONDIT, R. & HUBBELL, S P. 2003. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology** 84**:** 3174– 3185.

CAPÍTULO 5

Dinâmica da Estrutura Horizontal do Componente Arbóreo em Área de Floresta Ombrófila Mista, Parque Estadual de Campos do Jordão, SP

RESUMO

Realizou-se uma análise da dinâmica temporal dos padrões espaciais das espécies arbóreas em trecho de Floresta Ombrófila Mista no Sudeste do Brasil para avaliar o estádio de desenvolvimento da floresta. Buscou-se verificar a influência de *A. angustifolia* e *P. lambertii* na dinâmica florestal. Comparou-se a estrutura espacial observada em dois inventários com intervalo de 20 anos em uma área de 0,5 ha, dividida em 20 parcelas contíguas de 10 m x 25 m e em 40 parcelas de 10 m x 12,5 m. Dados biométricos e taxonômicos das árvores com dap ≥ 1,6 cm foram sumarizados por parcela, nas duas escalas e nas duas datas para obtenção de valores agregados de densidade, área basal, mortalidade e recrutamento para toda a sinúsia arbórea e para dois estratos (submata e dominante) definidos por limites de diâmetro. Foram obtidos os índices de dispersão e testes de correlação entre os atributos medidos para a comunidade e para as populações dominantes. Para inspeção visual dos padrões espaciais examinou-se mapas topográficos com a localização de troncos caídos e posicionamento de todas as árvores. Construiu-se mapas de superfícies de densidade por interpolação de pontos por kernel para os atributos estruturais e demográficos das árvores observadas. Os mapas e os resultados das correlações foram utilizados para avaliar a dinâmica da estrutura horizontal da comunidade. Os resultados de padrão agregado para recrutamento e mortalidade correlacionados com queda de indivíduos de grande porte confirmam a influência da dinâmica da *A. angustifolia* e do *P. lambertii* na dinâmica florestal. A perda sem reposição de indivíduos destas duas espécies sustenta a hipótese de sucessão em curso conforme padrão encontrado em florestas com dominância de pioneiras longevas.

ABSTRACT

Analyses of the temporal dynamics of spatial patterns of tree species were conducted in a plot of Mixed Ombrophyllous Forest in Southeastern Brazil to assess the stage of forest development. The study aimed at the verification of the influence of *A. angustifolia* and *P. lambertii* in forest dynamics. Comparisons were made of the spatial structure observed in two surveys with an interval of twenty years in a 0.5 ha area, divided into 20 10 m x 25 m plots and 40 10 m x 12.5 m plots. Biometric and taxonomic data of all trees with dbh ≥ 1.6 cm were acquired and summarized per plot in the two scales for the two dates in order to obtain aggregated values of density, basal area, recruitment and mortality for the whole sinusiae and for two strata (understory and dominant) defined by diameter treshholds. Dispersion indices for the community and dominant trees and correlation tests between measured attributes were obtained. Through examination of topographic maps with fallen logs representation and positioning of all trees, visual inspection of spatial patterns was assessed. Surface density maps made by kernel spatial interpolation were constructed for the structural and demographic attributes of observed trees. Aspects of the community horizontal structure dynamics were assessed with use of correlation data and surface density maps. Influence on forest dynamics of *A. angustifolia* and *P. lambertii* dynamics were confirmed by the results that showed correlation between large trees fall and clumped distribution of recruitment and mortality. The loss of individuals of these two species without replacement supports the hypothesis of ongoing succession according to the pattern found in forests dominated by long-lived pioneers.

5.1. Introdução

Ecossistemas florestais são espacial e temporalmente dinâmicos e a estrutura das comunidades vegetais que os compõem é influenciada pelas histórias de vida de suas populações (HARPER 1977), pela variabilidade das condições ambientais e pelos regimes de distúrbios (BAZZAZ & PICKETT 1980, REES *et al*. 2001). Interações dentro da comunidade e desta com o ambiente ocorrem em escalas espaciais e temporais definidas que resultam em padrões específicos de distribuição dos organismos. Identificar estes padrões é um dos requisitos necessários para elucidar os processos que estruturam a comunidade (BORCARD *et al*. 2004, PICARD *et al*. 2009) e entender a dinâmica de populações das espécies que a integram (HAY *et al*. 2000).

Espécies vegetais possuem padrões espaciais de distribuição cuja percepção e interpretação variam em função da escala de observação e da abordagem do estudo, desde a escala biogeográfica, ou macro-escala (FORTIN *et al*. 2005) até a escala local, ou micro-escala, que considera a distribuição dos indivíduos e/ou propágulos dentro da comunidade (DAVIS *et al*. 1989).

Condicionantes ambientais e interações bióticas concorrem para o padrão de ocupação espaço-temporal das espécies (BEGON *et al*. 2006), que na escala espacial local, pode ocorrer de forma agregada, aleatória ou regular (GREIG-SMITH 1983). O padrão aleatório pressupõe uma homogeneidade ambiental que permite um comportamento não seletivo dos organismos, dificilmente encontrada na natureza. Em decorrência da heterogeneidade ambiental e das interações bióticas o padrão mais freqüentemente observado é o agrupado, sendo considerado por alguns autores como o único presente, levando-se em conta, além da agregação, a

distribuição em gradientes (LEGENDRE & FORTIN 1989). O padrão regular é atribuído a interações negativas como a competição por nutrientes e espaço (HAY *et al*. 2000) e alelopatia (CARMO *et al*. 2007). O padrão apresentado por uma espécie pode mudar durante sua ontogenia sendo freqüente para espécies arbóreas ter um padrão agregado em fases iniciais do desenvolvimento e regular ou aleatório na fase adulta (FANGLIANG *et al*. 1997).

Entre os fatores abióticos que causam variabilidade espaço-temporal e determinam a distribuição de espécies vegetais podem-se citar a geologia local, o relevo e os fatores climáticos que condicionam as disponibilidades de luz, água e temperatura e as características físicas e químicas dos solos (MUELLER-DOMBOIS 1974). Exemplos de outros processos bióticos que atuam sobre a distribuição espacial em escala local são: predação de sementes, parasitismo, herbivorismo, polinização e dispersão, além de fatores estocásticos que atuam sobre as interações (JANZEN 1970, CONNELL 1971, HUBBELL 1979, CLARK & CLARK 1984).

A estrutura horizontal de uma floresta reflete os padrões espaciais de seus componentes em função da seleção de locais preferenciais em ambientes heterogêneos (ter BRAAK 1987), de mecanismos compensatórios de processos dependentes da densidade (CONNELL *et al*. 1984) e das respostas destes componentes a processos estocásticos causados por distúrbios de diversas naturezas (HUBBELL 1979).

Os fatores estocásticos que atuam sobre as interações bióticas e sobre a integridade do ambiente, podem ser de origem natural ou antrópica. Distúrbios e bordas, são exemplos destes fatores que alteram a estrutura de florestas, modificam seus ambientes internos e influenciam o padrão de ocupação espacial. Entre os

distúrbios naturais em pequena escala espacial que atuam na dinâmica da vegetação, distinguimos processos estocásticos bióticos, como por exemplo, a queda de árvores e galhos com formação de clareiras (BROKAW 1985, DENSLOW 1987, SWAINE & WHITMORE 1988, COSTA & MANTOVANI 1992, TABARELLI & MANTOVANI 1999) de processos estocásticos ambientais como inundações (MANTOVANI 1989, OLIVEIRA-FILHO *et al*. 1994, RODRIGUES & SHEPHERD 2000) e fogo (HERINGER & JACQUES 2001, SILVA *et al*. 2005, COUTINHO 2006). Bordas, aqui definidas como áreas de contato entre ambientes florestais e não florestais, que podem ser decorrentes da fragmentação florestal ou de mosaicos vegetacionais em locais de heterogeneidade do ambiente físico, também atuam sobre os processos dinâmicos que definem a estrutura das comunidades de plantas (MURCIA 1995, PILLAR & QUADROS 1997, METZGER 2000, SHEIL 2001, OLIVEIRA & PILLAR 2004, HARPER *et al*. 2005).

O acompanhamento da variação espaço-temporal nos padrões de distribuição das espécies permite avaliar se ocorreram modificações na estrutura da comunidade e inferir os processos a que podem ser atribuídas estas mudanças. A análise desta dinâmica ao investigar a distribuição espacial dos indivíduos em áreas sem distúrbios, comparada com áreas perturbadas por processos estocásticos, permite inferência sobre a resiliência da comunidade e a avaliação se ela se encontra em estádio dinâmico de desenvolvimento. Uma metodologia adequada para estas observações é a instalação de parcelas permanentes, nas quais se obtém informações sobre os indivíduos presentes, sua composição taxonômica e biométrica, as variáveis ambientais e o histórico de distúrbios em diferentes datas. Através da representação gráfica das variáveis estudadas em mapas de

posicionamento percebe-se o padrão de ocupação dos indivíduos e sua relação com as variáveis medidas (LEGENDRE 1993).

A Floresta Ombrófila Mista presente em áreas da Serra da Mantiqueira na região Sudeste do Brasil é uma área de interesse para conservação por seu caráter relictual e sua localização disjunta da área nuclear de ocorrência no sul do país. A situação insular montana, o mosaico formado por áreas florestais e campestres, a presença de espécies em seus limites de distribuição, e a proximidade de centros urbanos com altas densidades populacionais, criam uma situação de maior vulnerabilidade para esta formação. A observação da variação espaço-temporal na distribuição das espécies presentes auxilia a avaliação sobre o estádio de desenvolvimento da floresta que subsidia decisões sobre manejo e conservação.

O objetivo geral deste estudo é realizar uma análise da variação temporal dos padrões de ocupação espacial de espécies arbóreas em trecho de Floresta Ombrófila Mista Montana ocorridas entre duas observações com 20 anos de intervalo. O objetivo específico é o de identificar, através da análise da dinâmica da estrutura horizontal dos indivíduos arbóreos, o estádio de desenvolvimento da floresta na área de estudo.

5.2. Material e Métodos

A descrição da área de estudo e o detalhamento dos procedimentos de campo encontram-se no capítulo 2.

Para caracterizar as variações do relevo dentro da área amostral foi elaborado um mapa temático para representação da topografia, de acordo com a

metodologia descrita a seguir que envolveu uma etapa de campo e outra de processamento dos dados e confecção do mapa.

Em campo, com a utilização de trena e clinômetro, foram registradas as distâncias e ângulos do terreno entre cada nó da grade de parcelas. Estes dados foram convertidos em diferenças de altura relativa entre cada nó da grade, referenciados ao ponto mais baixo da área de estudo. No aplicativo Spring (CÂMARA *et al*. 1996) as cotas dos nós das grades foram inseridas como amostras e com base nesta grade de cotas foi produzida uma rede triangular irregular para interpolar as cotas medidas por toda a área amostral. A rede triangular irregular foi convertida em grade regular e esta foi interpretada visualmente para o delineamento de curvas de nível a cada metro de diferença, variando de zero a treze metros.

Para detectar padrões espaciais e avaliar o efeito de escala na distribuição das árvores na área de estudo, adotaram-se os seguintes procedimentos:

1. As árvores observadas foram divididas em duas classes de tamanho com os seguintes critérios de discriminação: classe 1: 1,6 < dap < 10 cm (submata) e classe 2: dap ≥ 10 cm (dominante);
2. Os atributos observados para cada indivíduo foram sumarizados por parcela, em duas escalas de observação, 20 parcelas contíguas de 10 x 25m e 40 parcelas contíguas de 10 x 12,5m. Desta forma para cada parcela obtiveram-se valores agregados de densidade, área basal, mortalidade e recrutamento para todos os indivíduos e para cada classe de tamanho. A subdivisão em 40 parcelas de 10 x 12,5, além da comparação para avaliar a escala de percepção dos padrões, visou tornar a subunidade amostral mais compacta e minimizar a razão perímetro/área (FELFILI *et al*. 2005);

3. Foi analisado o padrão de distribuição horizontal com o cálculo do índice de dispersão (ID) para cada classe de tamanho do conjunto total de árvores observadas e para as espécies das populações dominantes, definidas por seu valor de cobertura (capítulos 3 e 4). O cálculo do ID (variância/média) foi feito para o número de indivíduos, recrutamento, mortalidade e área basal, com os dados sumarizados em 40 parcelas de 10 x 12,5m para 1988 e 2008. Valores de I.D = 1 indicam um padrão espacial aleatório, I.D.<1 indicam regularidade e I.D.>1 indicam agrupamento no arranjo espacial dos indivíduos (ODUM 1972).
4. Para avaliar se há dependência entre os parâmetros demográficos e estruturais observados no espaço e no tempo, para toda a sinúsia arbórea e por classe de tamanho, foram construídas duas matrizes de correlação, uma com os dados sumarizados em 20 parcelas e outra em 40 parcelas.

Para auxiliar a análise dos padrões espaciais foram adotados os seguintes procedimentos:

1. Confecção de mapas no sistema de informação geográfica do aplicativo Spring (CÂMARA *et al*. 1996), com dados de posicionamento na grade de parcelas e atributos dos indivíduos observados;
2. Representação dos atributos observados através da geração de superfícies de densidade obtidas por interpolação de pontos, com a técnica de densidade por kernel (CARVALHO & CÂMARA 2004). Este método estatístico de suavização ou interpolação de pontos, conta o número de eventos dentro de um raio “r” (definido pelo pesquisador/usuário) no entorno de um ponto de interesse do pesquisador, ponderado pela distância de cada evento ao ponto de

referência, através de uma função de suavização, função kernel (BAILEY & GATRELL 1995). Pode ser incluído no processo de interpolação atributos quantitativos de cada evento, e assim produzir superfícies como, por exemplo, densidade ponderada pela área basal.

Para interpretar que eventos estão associados à dinâmica espaço temporal na área de estudo adicionaram-se os seguintes procedimentos:

1. Avaliação da variação dos parâmetros demográficos e estruturais durante a história de vida dos seus componentes, usando as classes de tamanho. As classes foram selecionadas para diferenciar jovens de adultos, embora não sejam classes ontogenéticas;
2. Discriminou-se uma terceira classe de tamanho, indivíduos com dap ≥ 30cm, para avaliar a influência dos indivíduos de grande porte, principalmente *A. angustifolia* e *P. lambertii*, nos processos da dinâmica horizontal da área de estudo;
3. Representação das árvores mortas em diferentes classes de tamanho;
4. Representação de troncos sobre o solo (chablis) com informação sobre a cronologia da queda da árvore, com base na ordem de sobreposição dos troncos e documentação em 1988 e 2008.

Análise dos Dados

Para testar se o valor de cada ID obtido é significativamente diferente de 1, foi utilizado um teste t, com n-1 graus de liberdade, onde n é igual ao número de parcelas, de acordo com a fórmula:

$$t = |ID \quad 1| / \sqrt{2/(n \quad 1)}$$ (BROWER & ZAR 1984).

Foram selecionadas correlações significativas nas duas escalas adotadas e dentro dos limites dos coeficientes de correlação (**r** crítico). Cada correlação significativa foi confrontada com os padrões obtidos com o cálculo do índice de dispersão, para avaliar a existência de um significado biológico para os resultados. Foram elaborados mapas de superfície de densidade dos atributos observados (densidade, área basal, recrutamento e mortalidade), que associados às características do relevo, hidrografia e localização das árvores tombadas auxiliaram a interpretação dos padrões de distribuição obtidos.

5.3. Resultados

O mapa com a representação esquemática da topografia da área mostra as variações dentro de uma escala de representação bastante detalhada (figura 5.1). As áreas ocupadas por floresta no PECJ apresentam variações no relevo que influenciam a distribuição das espécies e definem as bordas com os campos naturais, mas a escala de representação das cartas topográficas disponíveis é grosseira para a escala do presente estudo. Para poder avaliar a distribuição das espécies em função desta variável ambiental foi elaborada esta representação esquemática da topografia na área amostral em escala mais fina. No mapa temático topográfico produzido foi inserida a grade de parcelas e confeccionadas representações dos rios e trilha de acesso. A disposição das parcelas em três faixas se deveu aos limites impostos pela topografia na área amostral (capítulo 2).

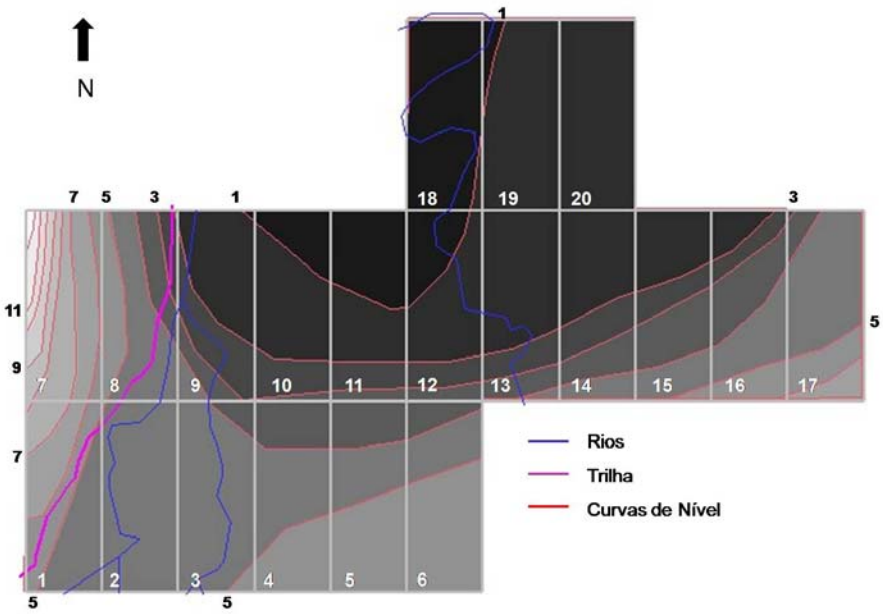


Figura 5.1. Mapa com representação esquemática da topografia da área de estudo e grade de parcelas de 10 x 25m (numeração interna). Os números associados às curvas de nível correspondem às cotas altitudinais. Áreas mais escuras correspondem às cotas mais baixas (fundo do vale), e áreas mais claras, encostas. Coordenadas do centro da parcela 45°:28':49" O 22°:41':78" S.

Os resultados obtidos para avaliar os padrões de distribuição horizontal para a sinúsia arbórea constatou o padrão agregado para a maior parte dos atributos avaliados (componentes da submata, mortos na submata, recrutas e área basal no estrato dominante) e padrão aleatório para a densidade dos componentes do estrato dominante (vivos e mortos) e área basal da submata (tabela 5.1).

Tabela 5.1. Valores de índice de dispersão obtidos para os atributos da sinúsia arbórea da área de estudo. Valor crítico de t = 2,71 (*p* = 0,01).

	totais	média	variância	ID	t
N88_Dominante	410	10.3	14.4	1.4	1.79
N88_Submata	1691	42.3	215.2	5.1	18.06
AB88_Dominante	40.2	40.2	833.8	20.7	87.08
AB88_Submata	5.8	5.8	2.9	0.5	2.18
N08_Dominante	405	10.1	12.3	1.2	0.93
N08_Submata	1336	33.4	228.9	6.9	25.84
AB08_Dominante	34.2	34.2	463.8	13.5	55.39
AB08_Submata	4.5	4.5	4.2	0.9	0.27
Recrutas_total	690	17.3	181.7	10.5	42.11
Mortos_total	1050	26.3	130.2	5.0	17.49
Mortos_Dominante	125	3.1	5.0	1.6	2.63
Mortos_Submata	925	23.1	129.5	5.6	20.31

Os padrões obtidos variam por atributo e por estrato, mas se mostraram constantes para cada um deles nas duas datas de observação. O número de indivíduos no estrato dominante apresentou padrão aleatório, porém a sua área basal mostrou padrão bastante agregado. O inverso foi observado para a submata em que o número de indivíduos apresentou padrão agregado e a área basal correspondente mostrou padrão aleatório. Os atributos demográficos mostraram padrão fortemente agregado para o recrutamento, ainda agregado para a mortalidade total e na submata e, aleatório para a mortalidade das árvores do estrato dominante.

Os resultados das análises de correlação calculadas com os dados estruturais sumarizados nas duas escalas de observação (20 e 40 parcelas) foram concordantes para quase todos os parâmetros avaliados, com nível de confiança de

0,01, o que mostra que a mudança de escala não interferiu na detecção dos processos observados (matrizes de correlação nos anexos 5 e 6). As correlações significativas entre o número de indivíduos de dois atributos, por exemplo, número de indivíduos na submata x número de indivíduos dominantes, permitiu identificar processos dependentes de densidade. Os resultados envolvendo a área basal são dependentes da estrutura física e quando a correlação envolve atributos de recrutamento e mortalidade são dependentes da dinâmica demográfica (tabela 5.2).

Tabela 5.2. Correlações significativas entre os parâmetros estruturais (1988 e 2008), o número de mortos e recrutas em 2008, observados por parcelas em duas escalas de análise (20 parcelas de 10 x 25m e 40 parcelas de 10 x 12,5m). Valor crítico de r para 20 parcelas - **r** = 0,56 **α** = 0,01; **v** =18; valor crítico de r para 40 parcelas - **r** = 0,40 **α** = 0,01; **v** =38. N88 e N08 = número de indivíduos em 1988 e 2008; AB88 = área basal em 1988. * **α** = 0,05.

Atributos	**20 parcelas**	**40 parcelas**
	r	**r**
N88_submata x N88_dominante	-0,73	-0,62
N08_submata x N08_dominante	0,06	0,08
N88_total x Mortos_submata	0,75	0,77
N88_dominante x N08_dom	0,86	0,75
AB88_dominante x N88sub	-0.46*	-0.40
AB88_total x Mortos_dominante	0,71	0,52
Mortos_dominante x Recrutas_submata	0,75	0,46

Foi observada uma alta correlação negativa entre a distribuição da densidade por parcela dos componentes da submata e do estrato dominante para o levantamento de 1988. Este padrão dependente de densidade, que evidencia um mecanismo de exclusão dos indivíduos jovens e de pequeno porte por indivíduos de grande porte, não foi observado em 2008. Os mapas com a representação das

distribuições de densidade para os dois estratos, dominante e submata, nas duas datas permitem constatar a presença de áreas com maior adensamento de árvores, e sua variação por estrato no primeiro levantamento e a quebra deste padrão em 2008 (figura 5.2. a, b, c e d).

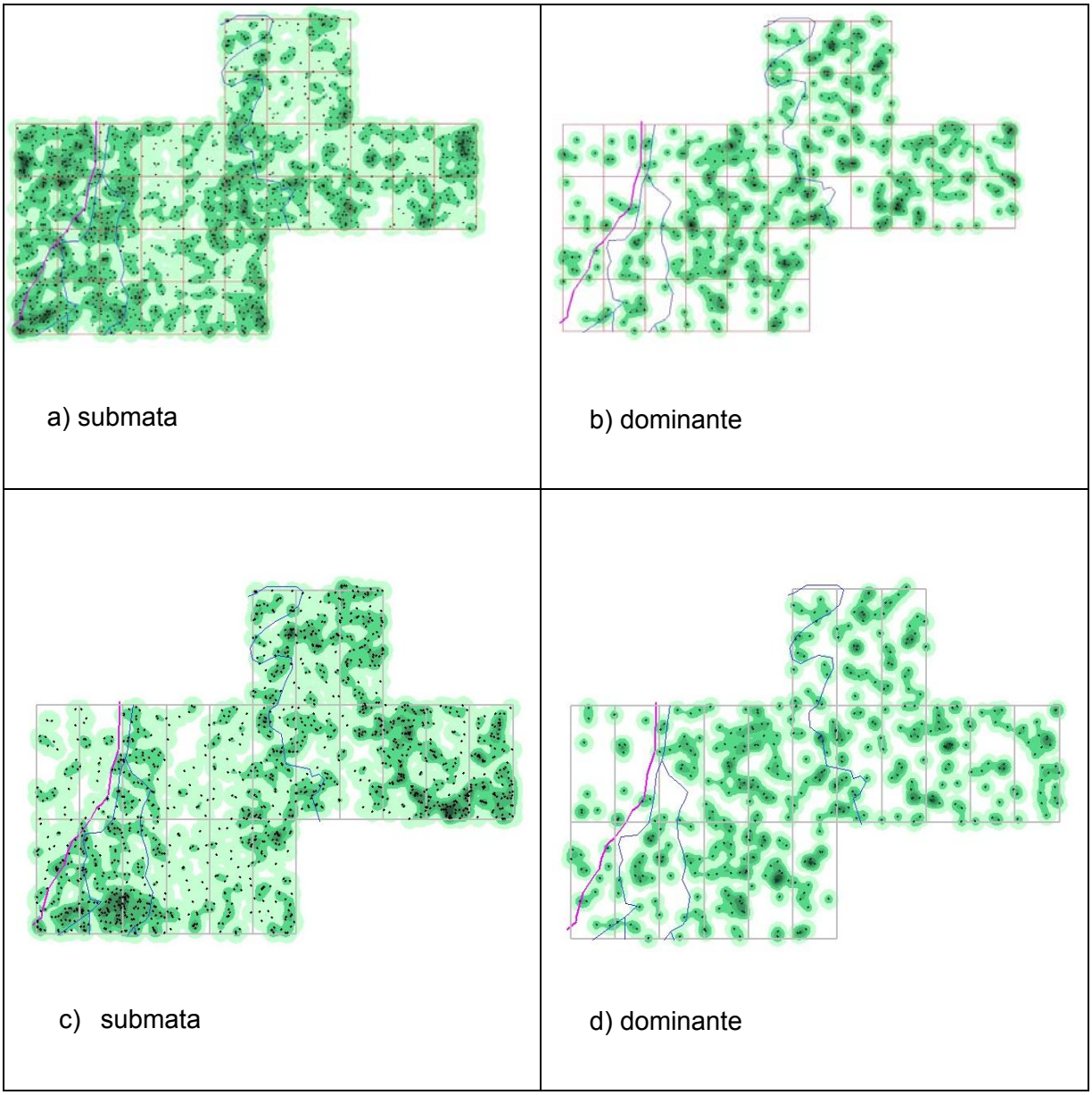


Figura 5.2. Mapas da superfície de distribuição de densidade, das árvores amostradas no estrato dominante e na submata em 1988 (a e b) e 2008 (c e d), elaborados com uso de interpolador de pontos Kernel. Áreas mais escuras correspondem a locais mais densos, pontos pretos são as árvores observadas.

Em 2008, foi observado declínio acentuado na densidade da submata nas parcelas localizadas próximas da borda da mata, parcelas 6, 7 e 8, sem correspondente decréscimo para as árvores do estrato dominante; assim como um houve um recrutamento acentuado nas parcelas 15, 16, 17, 19 e 20 (figura 5.3). No estrato dominante as modificações na estrutura horizontal são sutis, ao se considerar apenas o número de indivíduos, estando de acordo com os resultados obtidos na avaliação da estrutura fitossociológica (capítulo 3) e demográfica (capítulo 4).

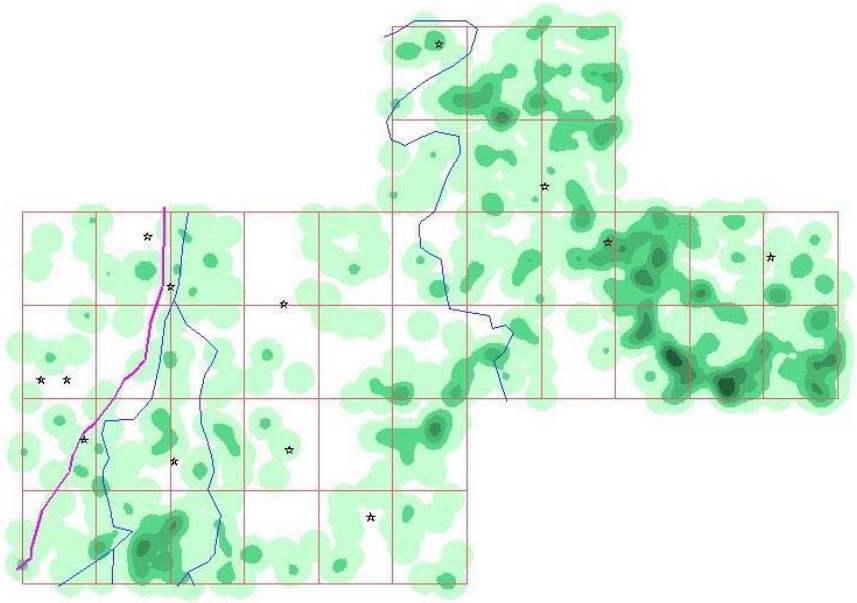


Figura 5.3. Mapa da distribuição da densidade dos recrutas observados em 2008 e os indivíduos com dap ≥ 50cm de *A. angustifolia* e *P. lambertii* (estrelas). Áreas mais escuras correspondem a locais mais densos.

Este padrão de exclusão de árvores pequenas também foi evidenciado pelo baixo número de recrutas anotados em 2008 na vizinhança dos indivíduos de grande porte. Como a diferença de tamanhos dos componentes destes estratos é grande, a correlação entre o número de indivíduos por parcela não traduz o padrão observado, mas a área basal dos indivíduos o faz. Este fato é demonstrado no mapa de

distribuição de densidade dos recrutas, mostrado acima, no qual foram assinaladas as posições dos indivíduos de *A. angusfolia* e *P. lambertii* com diâmetro igual ou superior a 50cm (figura 5.3).

O número de indivíduos na submata representava 80% do total de árvores em 1988e 77% em 2008. A alta correlação encontrada entre a densidade neste estrato e a mortalidade em toda a comunidade, constata que esta é maior em parcelas mais densas e mais concentrada na submata. A mortalidade na submata apresentou padrão agregado, mas no estrato dominante o padrão encontrado foi aleatório. A agregação da mortalidade na submata parece estar associada à queda de árvores de grande porte e, portanto a aleatoriedade também está relacionada a este evento (figura 5.4).

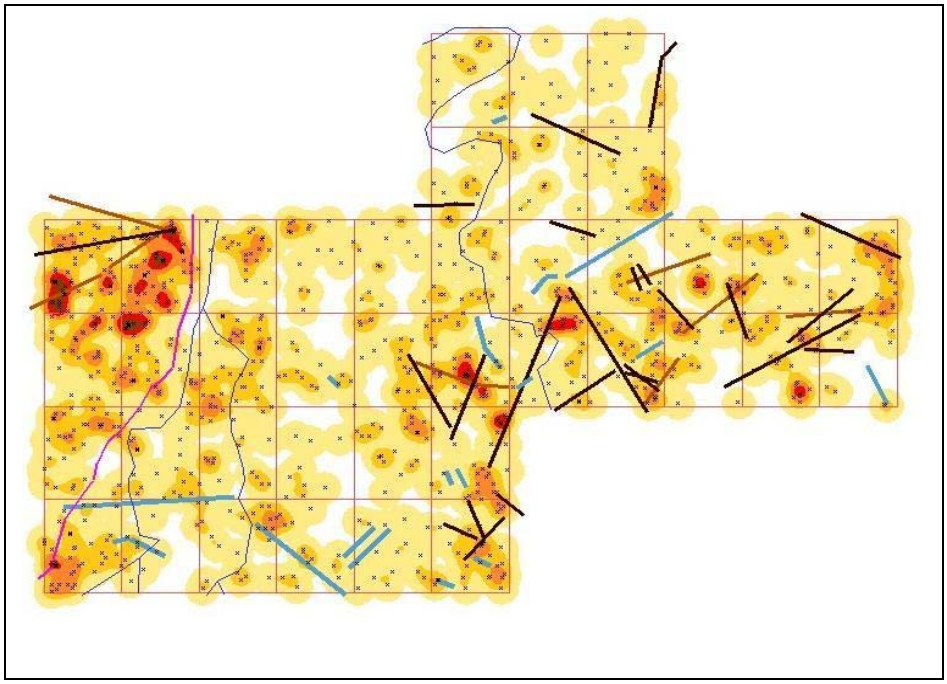


Figura 5.4. Mapa com distribuição de densidade das árvores da submata mortas (mais escuro mais denso) e com a localização dos grandes troncos caídos. Ordem cronológica da queda das árvores: troncos representados em azul estavam presentes em 1988; troncos em marrom, observados em 2008: mais escuros sobre os mais claros. Pontos pretos correspondem aos indivíduos mortos.

A alta correlação encontrada entre o número de indivíduos no estrato dominante nos dois levantamentos corrobora os resultados obtidos na análise fitossociológica (capítulo 3), que mostra a permanência neste estrato das mesmas espécies ocupando os maiores valores de importância e determinando a fisionomia da floresta. A variação na distribuição de área basal por parcela, com decréscimo acentuado no valor estimado para a área basal total se deveu à perda de poucos indivíduos de grande porte. Esta variação apresentou uma correlação alta entre os valores de área basal por parcela em 1988 e a morte dos indivíduos com dap > 30cm. Apesar da perda de 15% da área basal neste estrato, em 2008, houve acréscimo devido ao incremento dos remanescentes, já presentes nesta classe em 1988 (92,1% da área basal) e dos indivíduos que ascenderam para o estrato dominante e contribuíram com 5,9% da área basal estimada.

A morte e queda de algumas *A. angustifolia* e *P. lambertii* de grande porte, entre elas a maior árvore observada em 1988 (dap de 136cm - parcela 15), modificaram a distribuição espacial da área basal nas parcelas amostradas. Na parcela 8 (noroeste) criou-se uma vazio após a queda de um *P. lambertii* que ao tombar na área de maior declividade deslizou e levou várias arvoretas no seu caminho. A parcela 15 perde importância como local de maior concentração de área basal em 1988 que se transfere para a parcela 10. No geral a distribuição se dá de forma menos agregada em 2008 (figura 5.5.a e b).

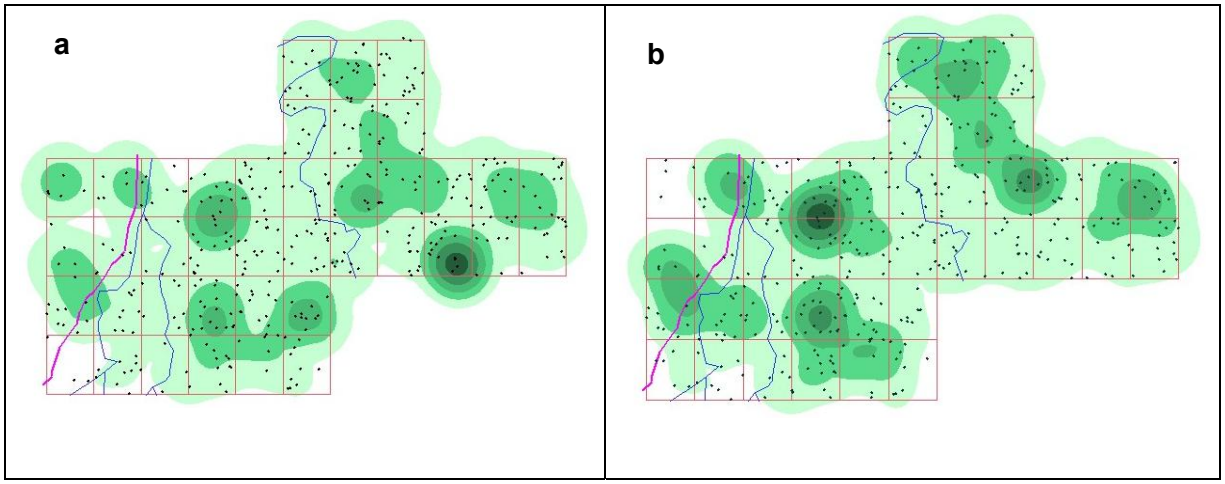


Figura 5.5. Distribuição da densidade de indivíduos ponderada pela área basal para o estrato dominante, em 1988 (a) e 2008 (b). Áreas mais escuras correspondem a locais mais densos, pontos pretos são as árvores observadas.

O padrão registrado para a distribuição espacial do recrutamento em 2008 está associado à queda de grandes árvores e abertura de clareiras (alta correlação entre o número de mortos no estrato dominante e o número de recrutas), exceto em duas parcelas de 10 x 25m, localizadas em áreas de encosta próximas da borda com os campos de altitude. Nestas parcelas ocorreu a ocupação por taquaras (*Merostachys petiolata* Doell.) que dominavam as parcelas em 2008 e onde se registraram os mais baixos recrutamentos de espécies arbóreas (figura 5.6).

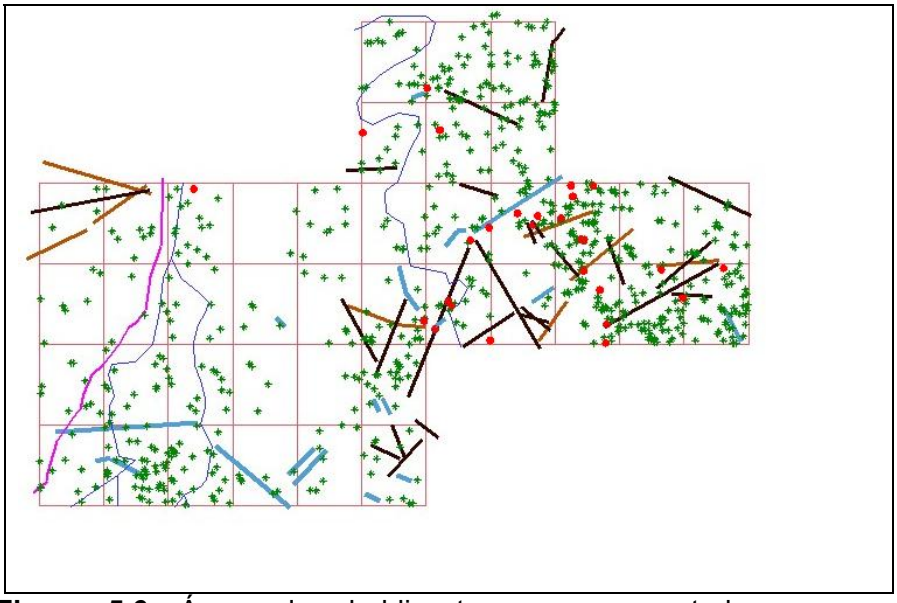


Figura 5.6. Áreas de chablis: troncos representados em azul estavam presentes em 1988; troncos em marrom, observados em 2008: mais escuros sobre os mais claros. Símbolos verdes correspondem aos recrutas com dap < 10cm; símbolos vermelhos correspondem aos recrutas com dap ≥ 10cm.

As parcelas mencionadas estão localizadas em áreas de encosta, próximas à borda da floresta com o campo, locais em que a dinâmica e a composição em espécies se distingue em relação às áreas localizadas no fundo do grotão. Entre as populações dominantes examinadas que apresentaram declínio acentuado (capítulo 4), foram observadas duas espécies de arvoretas exclusivas da submata, *Gomidesia sellowiana* e *Myrceugenia ovata*, com distribuição mais concentrada nestas parcelas de encosta, onde a mortalidade foi mais acentuada (figura 5.7).

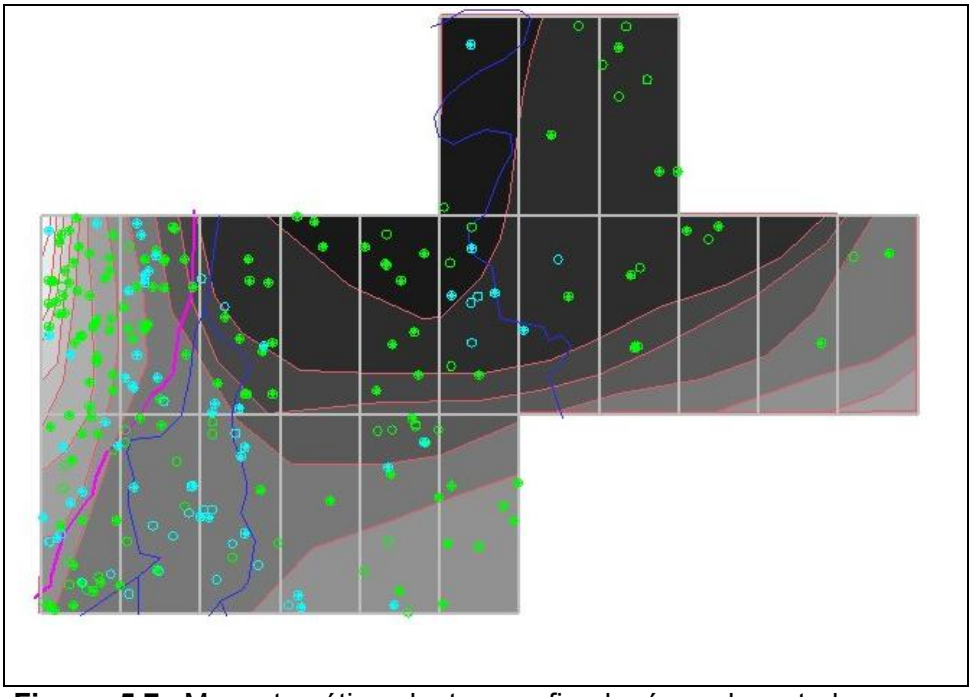


Figura 5.7. Mapa temático da topografia da área de estudo com a localização das arvoretas da submata *G. sellowiana* (verde) e *M. ovata* (azuil). Círculos vazios representam indivíduos remanescentes e círculos cheios os mortos.

Para a distribuição horizontal das espécies dominantes, a avaliação por estratos só foi possível para as espécies com densidades adequadas para análise. Os valores obtidos para os índices de dispersão revelaram, no estrato dominante, padrão aleatório para quase todas as espécies avaliadas, tanto as emergentes quanto as oportunistas e as exclusivas da submata (classificação definida no capítulo 4), a única exceção foi *Myrcia laruotteana* que apresentou distribuição agregada. Para a submata o padrão mais freqüente foi o agregado com três espécies fugindo a este modelo (tabela 5.3).

Tabela 5.3. Valores de índice de dispersão obtidos para as espécies arbóreas dominantes presentes na área de estudo, divididas por estrato, para 2008. Valor crítico de t = 2,71 (*p* = 0,01).

Espécie- estrato dominante	**total**	**média**	**Variância**	**ID**	**t**
Araucaria angustifolia	18	0.5	0.5	1.0	0.09
Podocarpus lambertii	27	0.7	0.8	1.2	1.08
Myrcia arborescens	24	0.6	0.5	0.8	0.72
Ocotea pulchella	14	0.4	0.4	1.1	0.47
Cinnamomum stenophyllum	24	0.6	0.7	1.2	0.79
Rapanea umbellata	47	1.2	1.3	1.1	0.38
Myrceugenia miersiana	57	1.4	1.2	0.8	0.78
Myrceugenia myrcioides	22	0.6	0.6	1.1	0.50
Myrcia laruotteana	30	0.8	1.4	1.9	3.96
Drymis brasiliensis	34	0.9	1.0	1.1	0.53
Espécie - submata					
Ocotea pulchella	22	0.6	0.5	0.8	0.73
Cinnamomum stenophyllum	24	0.6	1.0	1.7	3.06
Rapanea umbellata	53	1.3	5.4	4.0	13.42
Myrceugenia miersiana	237	5.9	11.1	1.9	3.89
Myrceugenia myrcioides	13	0.3	0.3	0.9	0.66
Myrcia laruotteana	46	1.2	13.7	11.9	48.27
Prunus sellowii	35	0.9	1.4	1.7	2.88
Drymis brasiliensis	65	1.6	4.0	2.5	6.55
Gomidesia sellowiana	61	1.5	3.4	2.2	5.38
Myrceugenia ovata	41	1.0	3.0	2.9	8.51
Siphoneugena reitzii	143	3.6	4.6	1.3	1.21

5.4. Discussão

A quebra de alguns padrões de ocupação horizontal observados em 1988 e ausentes em 2008 e as interpretações destes padrões com auxílio das correlações obtidas, dos mapas de distribuição espacial da densidade e posicionamento e com os índices de dispersão, permitiram inferências sobre alguns dos processos dinâmicos responsáveis por estas mudanças. Para o estrato dominante as variações observadas na distribuição espacial da densidade dos indivíduos foram sutis, aparentando uma estabilidade neste componente. No entanto, ao avaliar este mesmo padrão ponderado pela área basal agregada por parcela foram encontradas evidências de mudanças. Houve deslocamento dos locais com maior concentração de área basal e, apesar da perda observada, observou-se uma diminuição nos valores de agregação de área basal por parcela, notando-se aumento de algumas áreas com incremento de biomassa aérea, devido ao crescimento dos indivíduos remanescentes neste estrato. O índice de dispersão para este atributo continua a indicar o padrão agregado, porém com menor valor.

A correlação entre a morte de indivíduos de grande porte e as áreas onde havia maior concentração de área basal sugere um mecanismo de acomodação, ou seja, a sinúsia arbórea na área de estudo atingiu o valor máximo para o estoque de biomassa aérea e entrou em fase de transição. Este resultado está de acordo com o modelo de acúmulo de biomassa proposto por Bormann & Likens (1979) para descrever a evolução de ecossistemas florestais.

A quebra do padrão de exclusão de indivíduos de pequeno porte em locais com maior densidade para o estrato dominante foi decorrente do padrão de distúrbio por formação de clareiras, fenômeno aleatório que determinou declínios acentuados

na submata, com diferentes respostas em função das características ambientais dos locais de quedas. Nas parcelas próximas das bordas com o campo (6, 7 e 8), a mortalidade foi mais acentuada e a colonização destes sítios por taquaras (*Merostachis petiolata*) parece ter impedido o recrutamento de espécies arbóreas, originando zonas de baixa densidade. As clareiras formadas nas áreas com menor declividade foram os locais em que se observou maior recrutamento, tanto de espécies características da submata, quanto de espécies pioneiras, em detrimento das espécies características das áreas de borda. A localização dos recrutas com crescimento rápido, característico de espécies pioneiras (Solanaceae e Asteraceae), que representaram novas adições ao estrato dominante, está associada com áreas de grandes clareiras (figura 5.8).

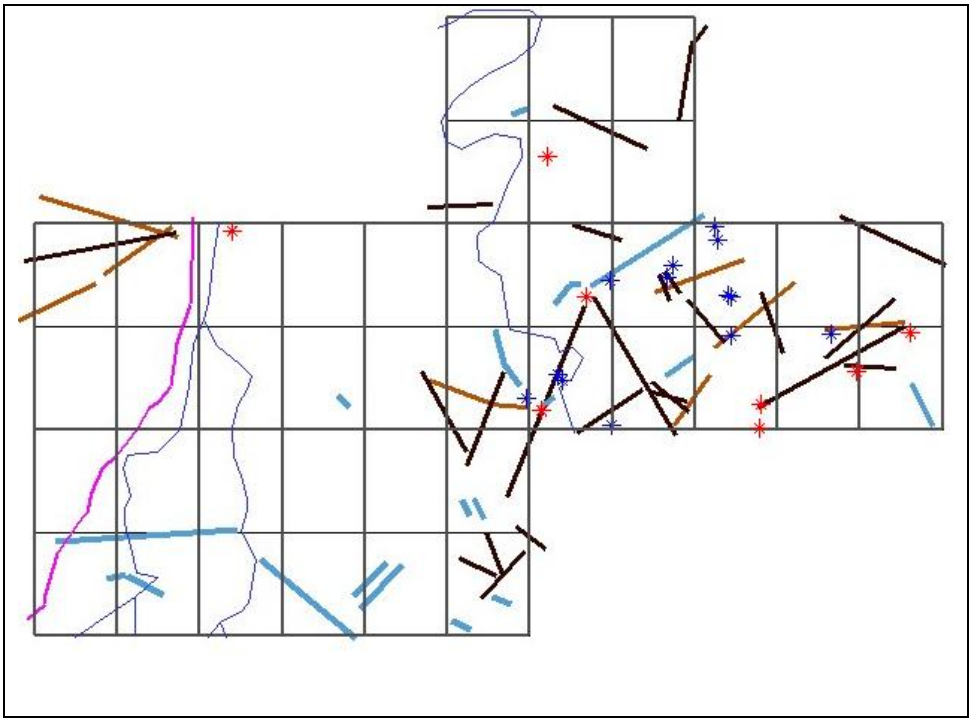


Figura 5.8. Mapa de posicionamento dos recrutas com dap ≥ 10cm de Solanaceae (estrelas vermelhas) e Asteraceae (estrelas azuis) nas clareiras abertas pela queda de grandes árvores.

É distinguível na área de estudo uma área mais estável, representada pelas parcelas centrais, localizadas em áreas de menor declividade, de áreas mais dinâmicas. Nas parcelas em que foi observado maior dinamismo, os principais processos responsáveis pelas mudanças observadas foram os decorrentes da formação de clareiras. A localização das clareiras desencadeou respostas distintas, em função da proximidade ou não das áreas de borda. Nas parcelas localizadas na parte mais baixa da área de estudo (19 e 20), distantes das encostas, a queda de árvores criou clareiras menores que foram colonizadas por espécies de submata, umbrófilas, principalmente *Rudgea jasminoides* e *Symplocos celastrinea* que também colonizaram outros locais e aumentaram sua participação na composição da floresta (figura 5.9), substituindo em importância, espécies adaptadas a áreas mais abertas.

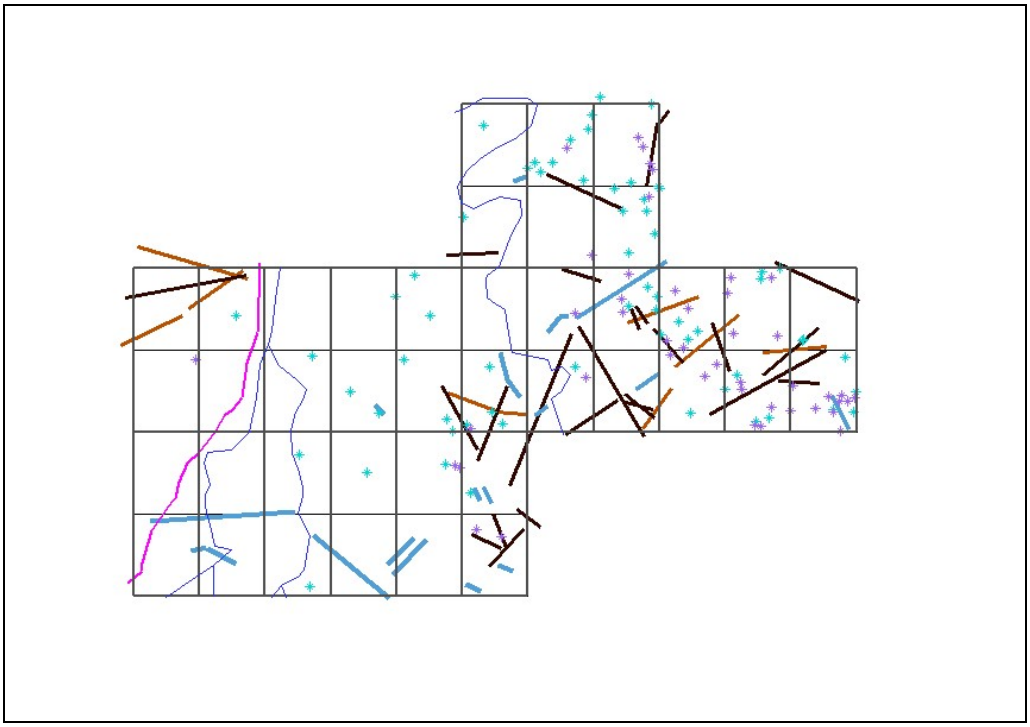


Figura 5.9. Localização dos recrutas de *Rudgea jasminoides* (azul) e *Symplocos celastrinea* (roxo) que aumentaram sua participação na submata em 2008.

Espécies com padrão de distribuição muito agregado estão mais sujeitas a declínios populacionais acentuados, se distúrbios aleatórios mais intensos ocorrerem em seus locais preferenciais, fato observado para *Gomidesia sellowiana* e *Myrceugenia ovata*, que apresentam adensamento em áreas próximas das encostas. Outro padrão de forte agregação observado foi o de *Myrcia laruotteana*, cuja distribuição esta associada à proximidade dos cursos d'água, para qual foi observado crescimento populacional. As áreas sujeitas à inundação periódica, ou que apresentam substrato com saturação hídrica permanente, também são áreas dinâmicas, dificultando o estabelecimento de várias espécies e favorecendo a daquelas adaptadas a estas condições, como o maior recrutamento observado para *M. laruotteana* nas parcelas 1, 2 e 3 (figura 5.10), uma das espécies que apresentou crescimento populacional.

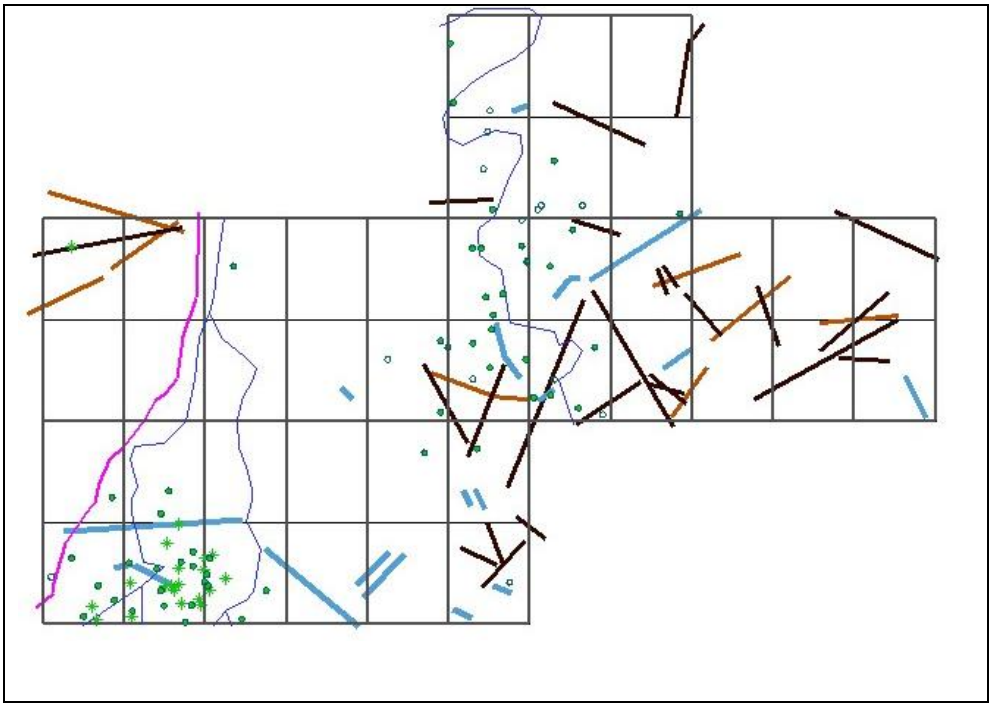


Figura 5.10. Mapa de posicionamento de *Myrcia laruotteana*, que evidencia sua distribuição associada aos cursos de água (círculos) e os novos recrutas concentrados nas áreas brejosas das parcelas 1, 2 e 3.

Os resultados obtidos sugerem que o trecho de floresta estudado está em processo sucessional, em estádio de transição em relação ao que foi observado no passado. As evidências que sugerem esta conclusão são a perda sem reposição das árvores de grande porte, que pode indicar um processo de substituição destas espécies que são pioneiras longevas, a permanência das demais espécies do estrato dominante com incremento de sua área basal e a diminuição na submata das populações características da borda, sugerindo ampliação da floresta sobre o campo.

Referências Bibliográficas

Bailey, T.C. & Gatrell, A.C. 1995. **Interactive spatial data analysis**. Harlow Longman Scientific & Technical. 413p.

BAZZAZ, F. A. & PICKETT, S. T. A. 1980. Physiological Ecology of Tropical Succession: A Comparative Review. **Annual Review of Ecology and Systematics** 11: 287-310.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. & HARPER,J. L. 2006. **Ecology:** from Individuals to Ecosystems**.** Blackwell Publishing, Oxford. 738p.

BORCARD,D.; LEGENDRE,P.; AVOIS-JACQUET,C. & TUOMISTO, H. 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. **Ecology** 85(7): 1826–1832.

BORMANN, F.H. & LIKENS, G.E. 1979. **Pattern and process in a forested ecosystem**. Springer-Verlag New York. 253p.

BROKAW, N. V. L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecology** 66: 682–687.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Dubuque: W. M. C. Brow, 1984. 226 p.

CÂMARA G., SOUZA R.C.M., FREITAS U.M. & GARRIDO J. 1996. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modeling. **Computers & Graphics** 20: 395-403.

CARVALHO, M.S. & CÂMARA, G. 2004. Análise de eventos pontuais. In: DRUCK, S.; CARVALHO, M.S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.V.M. (Eds) **Análise Espacial de Dados Geográficos**. Brasília, EMBRAPA.

CARMO, F.M.S.; BORGES, E.E.L. & TAKAKI, M. 2007. Alelopatia de extratos aquosos de canela-sassafrás (*Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer). **Acta Botanica Brasilica** 21(3): 697-705.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1984. Spacing dynamics of a tropical rain forest tree: evaluation of the Janzen-Connell model. **The American Naturalist** 24(6): 769-788.

CONNELL , J. H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In: den Boer, P. J. & Gradwell, G. R. (eds.), **Dynamics of populations**. PUDOC, Wageningen, pp. 298-312**.**

CONNELL, J.H.; TRACEY, J.C. & WEBB, L.J. 1984. Compensatory recruitment, growth, and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. **Ecological Monographs** 54 (2):141-162.

COSTA, M.; MANTOVANI, W. 1992. Composição e estrutura de clareiras em mata mesofítica na Bacia de São Paulo. In: II CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS. São Paulo, SP. **Revista do Instituto Florestal** 4 (1):178-173.

COUTINHO, L.M. 2006. O conceito de bioma. **Acta Botanica Brasilica** 20(1): 13-23.

DAVIS F.W., BORCHERT M.I. & ODION D.C. 1989. Establishment of microscale vegetation pattern in maritme chaparral after fire. **Vegetatio** 84: 53-67.

DENSLOW, J. S. 1987. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics** 18: 431-451.

FANGLIANG, H.; LEGENDRE,P. & LaFRANKIE, J. 1997 Distribution Patterns of Tree Species in a Malaysian Tropical Rain Forest. **Journal of Vegetation Science** 8 (1): 105-114.

FELFILI, J.M.; CARVALHO, F.A. & HAIDAR, R.F. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas cerrado e pantanal**. Brasília:Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal.60p.

FORTIN, M.J.; KEITT, T. H.; MAURER, B. A.; TAPER, M. L.; KAUFMAN, D.M. & BLACKBURN, T. M. 2005 Species' geographic ranges and distributional limits: pattern analysis and statistical issues. **OIKOS** 108: 7-17.

GREIG-SMITH, P. 1983. **Quantitative plant ecology**. 3. ed. Oxford: Blackwell, 359p.

HARPER, J.L.1977. **Population biology of plants**. Academic Press, London. 892p.

HARPER, K.A.; MACDONALD, S.E.; BURTON, P.J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K.D.; SAUNDERS, S.C., EUSKIRCHEN, E.S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M.S. & ESSEN, P.E. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology** 19: 768–782.

HAY, J.D.; BIZERRIL, M.X.; CALOURO, A.M.; COSTA, E.M.N.; FERREIRA, A.A.; GASTAL, M.L.A.; GOES JÚNIOR, C.D.; MANZAN, D.J.; MARTINS, C.R.; MONTEIRO, J.M.G.; OLIVEIRA, S.A.; RODRIGUES, M.C.M.; SEYFARTH, J.A.S. & WALTER, B.M.T. 2000. Comparação do padrão da distribuição espacial em escalas diferentes de espécies ativas do cerrado, em Brasília, DF. **Revista Brasileira de Botânica** 23:341-347.

HERINGER, I. & JACQUES, A.V.A. 2001. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta-campo. **Ciência Rural** 31(6): 1085-1090.

HUBBELL, S.P. 1979. Tree dispersion, abundance and diversity in a tropical dry forest. **Science** 2003: 1299-1309.

JANZEN, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **The American Naturalist** 104:501–528.

LEGENDRE, P. & FORTIN,J.M. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. **Vegetatio** 80(2): 107-138.

LEGENDRE, P. 1993. Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? **Ecology** 74(6): 1659-1673.

MANTOVANI, W. 1989. Conceituação e fatores condicionantes. In: Simpósio sobre mata ciliar, 1989, São Paulo. **Programa e Resumos do Simpósio sobre mata ciliar**. São Paulo : Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 13.

METZGER J. P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications** 10(4): 1147-1161.

MUELLER-DOMBOIS, E. & ELLENBERG, H. 1974. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. John Wiley & Sons, New York. 547p.

MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implicatons for conservation. **Trends in Ecology and Evolution** 10: 58-62.

ODUM, E. P. 1972. **Ecologia.** Nueva Editorial Interamericana, México, D.F. 639p.

OLIVEIRA, J.M. & PILLAR, V.D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. **Community Ecology** 5:197-202.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; GAVILANES, M.L. & CARVALHO, D.A. 1994. Effect of flooding regime and understorey bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio** 113:99-124.

PICARD N., BAR-HEN A., MORTIER F. & CHADOEUF J. 2009. Understanding the dynamics of an undisturbed tropical rain forest from the spatial pattern of trees. **Journal of Ecology** 97: 97–108.

PILLAR, V.P. & QUADROS, F.L.F. 1997. Grasslands-forest boundaries in Southern Brazil. **Coenoses** 12(2-3): 119-126.

REES, M., CONDIT, R., CRAWLEY, M., PACALA, S. & TILMAN, D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science** 293: 650–655.

RODRIGUES, R. R. & SHEPHERD, G. 200. Fatores Condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO FILHO, H.F. (Org.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. 3 ed. São Paulo: EDUSP/FAPESP, p. 101-108.

SHEIL,D. 2001. Long-term observations of rain forest succession, tree diversity and responses to disturbance. **Plant Ecology** 155: 183–199.

SILVA, V. F.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VENTURIN, N.; CARVALHO, W.A.C. & GOMES, J.B.V. 2005 Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 19(4): 701-716.

SWAINE, M. D. & WHITMORE, T. C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. **Vegetatio** 75: 81-86.

TABARELLI, M.& MANTOVANI, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia** 59: 251-261.

TER BRAAK, C.J.E.1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence Analysis. **Vegetatio** 69: 69-77, 1987

CAPÍTULO 6

Conclusão

Conclusão

Os resultados obtidos estão de acordo com a hipótese proposta por Klein (1960) de que a presença de *A. angustifolia* é indicativa de um processo sucessional em curso. A avaliação da estrutura de tamanho das populações de *A. angustifolia* e *P. lambertii* e a ausência de recrutamento em suas populações no intervalo de tempo deste estudo aderem ao modelo proposto para florestas com monodominância de espécies pioneiras longevas, "modelo de substituição temporal de área" (OGDEN & STEWART 1995) que postula recrutamento intermitente para as espécies deste grupo ecológico.

Em contraposição ao modelo, não se observou recrutamento das pioneiras longevas, *A. angustifolia* e *P. lambertii*, nas grandes clareiras abertas no período de observação deste estudo, mas foram encontrados indícios de alteração de dominância previstos na substituição temporal de área. Como os processos dinâmicos que ocorrem na comunidade arbórea dos ecossistemas florestais são lentos, o tempo de observação pode ter documentado um momento de transição.

Na área de estudo observou-se para a sinúsia arbórea, dois compartimentos estruturais distintos, em um deles *A. angustifolia* e subordinadamente *P. lambertii*, determinavam a fisionomia da floresta, e no outro, diversas Angiospermae compunham a submata. As duas Gymnospermae somadas representavam 3,0% do número de indivíduos e 35,5% da área basal total em 1988 e, 2,8% do número de indivíduos e, 28,2% da área basal total em 2008. Só *A. angustifolia*, com 25 indivíduos respondia por 29,4% da área basal total em 1988.

Os resultados da avaliação da dinâmica da estrutura fitossociológica, não mostraram alterações significativas na ordem de importância das espécies, o que

pode ser interpretado, isoladamente, como uma evidência de estabilidade da sinúsia arbórea. Ao mesmo tempo em que foi mantida a ordem de importância para a maioria das espécies, foi observada uma perda de 17% no número de indivíduos e 16% na área basal total. As modificações na composição florística observadas foram conseqüentes de fenômenos estocásticos de queda de árvores, criando oportunidades para espécies pioneiras colonizadoras de clareiras, e também concorrendo para o declínio populacional, e mesmo para supressão, de algumas espécies com distribuição agregada.

As populações dominantes, definidas por seus valores de cobertura, representaram a dinâmica observada para a sinúsia arbórea. Das quatorze espécies selecionadas para esta avaliação, quase todas apresentaram declínio populacional. As mudanças foram mais acentuadas nas classes menores de diâmetro, mais susceptíveis à mortalidade, comportamento observado em diferentes tipos florestais (CLARK & CLARK, 1992; FELFILI, 1995; POORTER *et al.*,1996; WRIGHT *et al.*, 2003; GOMES *et al.*, 2003; APPOLINARIO *et al.*, 2005; PAIVA *et al.*, 2007; HIGUCHI *et al.*, 2008).

Para a avaliação da dinâmica dos grupos funcionais, formados com as espécies dominantes, foram observadas respostas que sugerem adequação do agrupamento, com algumas ressalvas. As espécies do grupo das emergentes mostraram estrutura de tamanho de acordo com o modelo sugerido para pioneiras longevas, as do grupo intermediário mostraram aumento da dominância relativa, apesar do declínio populacional, o que reforça o modelo de substituição temporal de área, e paras espécies exclusivas da submata, foi observado diferença na dinâmica de cada população, em função dos ambientes preferenciais ocupados. Espécies de

áreas mais abertas apresentaram declínios populacionais mais acentuados, e a espécie umbrófila avaliada neste grupo, *Siphoneugena reitzii*, mostrou estabilidade.

A premissa assumida de que a presença de *A. angustifolia* é indicativa de um pré-clímax foi sustentada pelos resultados. A ausência de recrutamento para *A. angustifolia*, mesmo nas grandes clareiras formadas pela queda de indivíduos de sua população, confirma resultados de estudos em outras áreas de ocorrência na região sul do Brasil, que observaram a falta de juvenis nas florestas mais evoluídas (SOUZA *et al*. 2008). Para o compartimento das Angiospermae, mesmo com declínio no número de indivíduos para a maioria das espécies presentes (com tamanho populacional que permitiram a análise) observou-se curvas de distribuição de tamanho que evidenciam recrutamento e, portanto manutenção de suas populações. Associado a esta evidência, foi observado incremento dos indivíduos remanescentes, caracterizando aumento da participação na estrutura da comunidade. Novamente, vale ressaltar que em função da diferença estrutural entre os dois compartimentos, estas modificações não se fazem notar na fisionomia florestal.

A avaliação da dinâmica da estrutura horizontal confirmou os resultados da dinâmica florística e estrutural e, permitiu a fusão de dois resultados aparentemente contraditórios. Como toda a sinúsia apresentou decréscimo relativo proporcional no valor de cobertura, foi mantida a ordem de importância na análise da dinâmica fitossociológica, uma inferência plausível é de que a área encontra-se em uma fase de transição, de acordo com o modelo de acúmulo de biomassa para ecossistemas florestais (BORMANN & LIKENS 1979).

Foram identificadas áreas mais estáveis no interior da mata em topografia mais plana e, áreas mais dinâmicas nas encostas e ao longo dos cursos de água. As áreas de clareira, embora formadas por eventos fortuitos, apresentaram respostas diferentes nos processos de cicatrização. Nas áreas mais internas, além das pioneiras de crescimento rápido, observou-se aumento de espécies umbrófilas e, nas áreas próximas das bordas, em 2008, foi observada a colonização por taquaras (*Merostachys petiolata* Döll**)** e sensível diminuição das espécies lenhosas presentes nestes locais no inventário de 1988. Estudo da dinâmica florestal realizado em área de Floresta Ombrófila Mista no Paraná constatou baixo recrutamento e mortalidade de espécies arbóreas em áreas dominadas pela presença de touceiras da taquara *Merostachys multiramea* Hack. (SANQUETA *et al*. 2007).

A observação de representantes juvenis de diferentes classes de tamanho de *A. angustifolia* e *P. lambertii* nas áreas de campo próximas da mata, na vizinhança da área amostral deste estudo, associada ao declínio das populações de espécies com distribuição associada às áreas de encosta no interior, permitem inferir que entre os dois períodos de observação houve expansão da floresta sobre o campo. Ao mesmo tempo, a ausência de recrutamento das pioneiras longevas no interior da mata sugere que a floresta se encontra em processo de alteração de dominância, concordando com o modelo proposto para esta formação na região sul do Brasil.

No contexto biogeográfico mais amplo, pode-se dizer que a dinâmica observada para a sinúsia arbórea da área de estudo é similar a dinâmica descrita para florestas mistas com monodominância de pioneiras longevas. A estrutura de tamanho da população de *A. angustifolia* está de acordo com o modelo proposto para espécies com recrutamento intermitente e, portanto não se pode afirmar que

esta população será substituída, embora fossem encontradas evidências de alteração de dominância.

Pesquisas na região sul observaram que nas florestas alteradas por atividades de extração seletiva de madeiras diversas e do manejo da erva-mate (*Ilex paraguariensis*) e do xaxim (*Dicksonia sellowiana*), práticas comuns que tornam a submata menos densa, o recrutamento de *A. angustifolia* é favorecido (OLIVEIRA & ROTTA 1982, SANQUETA *et al*. 2003, FORMENTO *et al*. 2004, SCHMITT *et al*. 2005, SCHAAF *et al*. 2006, HERRERA *et al*. 2009). Por outro lado, manejo de áreas de pastagem, com práticas que envolvem o uso do fogo, impede a expansão da floresta sobre as áreas campestres (PILLAR & QUADROS 1997, HERINGER & JACQUES 2001). No Parque Estadual de Campos do Jordão, a extração de madeira foi suspensa desde a criação desta unidade de conservação em 1941, e as atividades de manejo de áreas campestres para gado que perduraram por mais tempo, foram interrompidas há pelo menos 30 anos.

As questões propostas por este estudo, de avaliar o estádio sucessional do trecho de floresta estudado, através da avaliação de suas populações dominantes, e verificar se a presença de *A. angusfolia* indica um pré-clímax, foram respondidas. Para avaliar e compreender os processos dinâmicos observados foi importante a integração dos resultados obtidos com as análises das dinâmicas fitossociológica, demográfica e espacial. O critério de inclusão mais abrangente possibilitou observar o recrutamento de juvenis, informação necessária para avaliar a permanência das populações. Análises demográficas e das estruturas de tamanho permitiram avaliar as populações que estão se mantendo no trecho estudado e as que aparentam estar em declínio. A análise da estrutura horizontal permitiu identificar os padrões de ocupação e sua dinâmica temporal, que auxiliou a identificar processos

correlacionados com a formação de clareiras, tais como o recrutamento a mortalidade e o ingresso de espécies oportunistas, mas evidenciou uma independência deste mecanismo para espécies já estabelecidas, componentes do dossel.

A dinâmica observada nos vinte anos que separam os dois inventários deste estudo, com ausência de recrutamento para as duas Gymnospermae que caracterizam a floresta, permite sugerir que a floresta encontra-se no presente em estádio sucessional de transição em relação ao que foi observado em 1988. Embora os resultados sugiram que a floresta se encontra em expansão sobre as áreas campestres, há necessidade de outras observações para confirmar esta percepção. Como *A. angustifolia* e *P. lambertii* são espécies longevas, de recrutamento intermitente, um período maior de observação se faz necessário para que se possa fazer uma afirmação conclusiva.

Para melhorar a compreensão da dinâmica desta formação sugerem-se os seguintes procedimentos: ampliar a área amostral para observação da ocorrência das duas pioneiras longevas na área de estudo e em outras áreas de mata dentro do PECJ, realizar amostragens com intervalos de tempo menores e amostrar a ocorrência das espécies alvo em transectos do interior da mata para as áreas de campo para observar a dinâmica de ocupação na transição floresta-campo.

Referências Bibliográficas

APOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA FILHO, A.T. & GUILHERME, F. A. G. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica** 28(2): 347-360.

BORMANN, F.H. & LIKENS, G.E. 1979. **Pattern and process in a forested ecosystem**. Springer-Verlag New York. 253p.

CLARK, D.A. & CLARK, D.B. 1992. Life story diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rainforest. **Ecological Monographs** 62: 315–344.

FELFILI, J.M. 1995. Diversity, structure and dynamics of a gallery Forest in central Brazil. **Vegetatio** 117: 1-15.

FORMENTO, S.; SCHORN, L.A. & RAMOS, A.B.R. 2004. Dinâmica estrutural arbórea de uma Floresta Ombrófila Mista em Campo Belo do Sul, SC. **Cerne** 10: 196-212.

GOMES, E.P.C.; MANTOVANI, W. & KAGEYAMA, P. 2003. Mortality and Recruitment ff Trees in a Secondary Montane Rain Forest in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 63(1): 47-60.

HERINGER, I. & JACQUES, A.V.A. 2001. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta-campo. **Ciência Rural** 31(6): 1085-1090.

HERRERA, H.A.R.; ROSOT, N.C.; ROSOT, M.A.D. & OLIVEIRA, Y.M.M. 2009. Análise Florística e Fitossociológica do Componente Arbóreo da Floresta Ombrófila Mista Presente na Reserva Florestal EMBRAPA/EPAGRI, Caçador, SC, Brasil. 2009. **Floresta** 39: 485-500.

HIGUCHI, P.; TEIXEIRA OLIVEIRA-FILHO, A.; SILVA, A.C.; MACHADO, E.L.M.; SANTOS, R.M. & PIFANO, D.S. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore** 32: 417-426.

KLEIN, R.M. 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia** 12: 17-44.

OGDEN J. & STEWART G. H. 1995. Community dynamics of the New Zealand conifers. In: ENRIGHT, N. & HILL, R. S. (Eds). **Ecology of the Southern Conifers**. Smithsonian Institution Press, Washington. p. 81–119.

OLIVEIRA, Y.M.M. & ROTTA, E. 1982. Levantamento da estrutura horizontal de uma mata de araucária do Primeiro Planalto Paranaense. **Boletim de Pesquisa Florestal** 4: 1-46.

PAIVA, L.V.; ARAÚJO, G.M. & PEDRONI, F. 2007. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the "Estação Ecológica do Panga", municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 30(3): 365-373.

PILLAR, V.P. & QUADROS, F.L.F. 1997. Grasslands-forest boundaries in Southern Brazil. **Coenoses** 12(2-3): 119-126.

POORTER, L.; BONGERS, F.; VAN ROMPAEY, R.S.A.R. & KLERK, M. 1996. Regeneration of canopy tree species at five sites in West African moist forest. **Forest Ecology and Management** 84: 61-69.

SANQUETA, C.R.; CORTE, A.P.D. & EISFELD, R.L. 2003. Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de Araucária (*Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.) no Estado do Paraná, Brasil. **Revista Ciências Exatas e Naturais** 5: 101-112.

SANQUETA, C.A.; CORTE, A.P.D.; SALZMANN, A.M. & VULCANIS, L. 2007. Dinâmica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná sob influência de taquaras. **Ambiência** 3(1): 65-78.

SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; GALVÃO, F. & SANQUETTA, C.R. 2006. Alteração na estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista no período entre 1979 e 2000. **Revista Árvore** 30: 283-295.

SCHMITT, J.L.; BUDKE, J.C. & WINDISCH, P.G. 2005. Aspectos florísticos e ecológicos de pteridófitas epifíticas em cáudices de *Dicksonia sellowiana* Hook.

(Pteridophyta, Dicksoniaceae), São Francisco de Paula, RS, Brasil. PESQUISAS, BOTÂNICA 56: 161-172.

SOUZA, A.F. FORGIARINI, C.; LONGHI, S.J. & BRENA, D.A. 2008. Regeneration patterns of a long-lived dominant conifer and the effects of logging in southern South America. **Acta Oecologica** 34: 221 -232.

WRIGHT, S.J.; MULLER-LANDAU, H.C.; CONDIT, R. & HUBBELL, S P. 2003. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology** 84**:** 3174– 3185.

Anexo 1. Espécies organizadas por ordem alfabética de família. Espécies presentes apenas em 1988 (*); espécies presentes apenas em 2008 (**). Trecho de Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.

FAMILIA	ESPÉCIE	CÓDIGO
ANNONACEAE	*Guatteria nigrescens* Mart.*	Guni
	Rollinia rugulosa Schlecht.	Roru
AQUIFOLIACEAE	*Ilex amara* (Vell.) Loes.	Ilma
	Ilex microdonta Reiss.	Ilmi
	Ilex paraguariensis A.St.-Hil.	Ilpa
	Ilex taubertiana Loes.	Ilta
	Ilex theezans Mart.	Ilth
ARAUCARIACEAE	*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze	Aran
ASTERACEAE	*Baccharidastrum triplinervium* (Less.) Cabrera	Babr
	Baccharis brachylaenoides DC.*	Bcbr
	Baccharis macrodonta DC.	Bcma
	Baccharis regnellii Sch. Bip.*	Bcre
	Dasyphyllum spinescens (Less.) Cabrera	Dasp
	Eupatorium itatiayense Hieron.*	Euit
	Eupatorium serratum Spreng*	Euse
	Piptocarpha axillaris Baker	Piax
	Piptocarpha macropoda (DC.) Baker	Pima
	Vernonia discolor (Spreng.) Less. **	Vedi
	Vernonia puberula Less.	Vepu
	Vernonia stellata (Spreng.) S.F. Blake *	Vest
BIGNONIACEAE	*Jacaranda puberula* Cham.	japu
CELASTRACEAE	*Maytenus alaternoides* Reissek	Maal
	Maytenus evonymoides Reissek	Maev
	Maytenus glaucescens Reissek	Magl
CLETHRACEAE	*Clethra scabra* Pers.	Clsc
CUNONIACEAE	*Weinmannia pinnata* L.	Wepi
EUPHORBIACEAE	*Croton piptocalyx* Müll. Arg. *	Crpi
FABACEAE	*Dalbergia brasiliensis* Vogel	Dabr
	Senna hoffmanseggi	Seho
FLACOURTIACEAE	*Casearia decandra* Jacq.	Cade
LAURACEAE	*Cinnamomum stenophyllum* (Meisn.) Vattimo	Cist
	Nectandra megapotamica (Spreng.) Mez **	Neme
	Nectandra puberula (Schott) Nees	Nepu
	Ocotea aff diospyrifolia (Meisn.) Mez	Ocdi
	Ocotea corymbosa (Meisn.) Mez	Occo
	Ocotea minarum (Nees & C. Mart.) Mez	Ocmi
	Ocotea puberula (Rich.) Nees	Ocpb
	Ocotea pulchella Mart.	Ocpl
	Ocotea venulosa (Nees) Benth. & Hook. f.	Ocve
	Persea pyrifolia Nees	Pepy

continua

Anexo 1 – continuação

FAMILIA	ESPÉCIE	CÓDIGO
LOGANIACEAE	*Strychnos brasiliensis* Mart.	Stbr
MALPIGHIACEAE	*Byrsonima* sp. Rich. ex Kunth **	By_sp
MALVACEAE	*Abutilon macranthum* A. St.-Hil. *	Abma
MELASTOMATACEAE	*Leandra barbinervis* (Cham. ex Triana) Cogn.	Leba
	Miconia biglomerata (Bonpl.) DC.	Mibi
	Tibouchina regnellii Cogn. *	Tire
MONIMIACEAE	*Mollinedia uleana* Perkins	Moul
MORACEAE	*Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer *	Sobo
MYRSINACEAE	*Rapanea ferruginea* (Ruiz & Pav.) Mez	Rafe
	Rapanea umbellata (Mart.) Mez	Raum
MYRTACEAE	*Calyptranthes concinna* DC.	Caco
	Calyptranthes lucida Mart. ex DC.	Calu
	Campomanesia guazumifolia (Cambess.) O.Berg	Cagu
	Eugenia calycina Cambess.	Euca
	Eugenia lancifolia Miq. **	Eula
	Eugenia sp. **	Eu_sp
	Gomidesia sellowiana O. Berg	Gose
	Marliera sp.	Ma_sp
	Myrceugenia miersiana (Gardner) D. Legrand & Kausel	Mrmi
	Myrceugenia myrcioides Berg	Mrmy
	Myrceugenia ovata Berg	Mrov
	Myrcia arborescens Berg	Myar
	Myrcia fallax (Rich.) DC. **	Myfa
	Myrcia laruotteana Cambess.	Myla
	Myrcia richardiana (O. Berg) Kiaersk.	Myri
	*Myrcia rufula** Miq. **	Myru
	Pimenta pseudocaryophyllus (Gomes) L.R.Landrum	Pips
	Siphoneugena reitzii D. Legrand	Sire
	Siphoneugena widgreniana O. Berg.	Siwi
	Myrtaceae1 **	Myrta_1
	Myrtaceae2 **	Myrta_2
OLEACEAE	*Chionanthus trichotomus* (Vell.) P.S. Green	Chtr
PODOCARPACEAE	*Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl.	Pola
RHAMNACEAE	*Rhamnus sphaerosperma* Sw.	Rhsp
ROSACEAE	*Prunus sellowii* Koehne	Prse
RUBIACEAE	*Alibertia concolor* (Cham.) K. Schum.	Alco
	Psychotria sessilis Vell.	Psse
	Rudgea jasminoides (Cham.) Müll. Arg.	Ruja
	Rudgea triflora Benth.	Rutr
RUTACEAE	*Zanthoxylum rhoifolium* Lam.	Zarh
SANTALACEAE	*Acanthosyris* sp. (Eichler) Griseb. **	Ac_sp
SAPINDACEAE	*Cupania racemosa* (Vell.) Radlk.	Cura

continua

Anexo 1- continuação

FAMILIA	**ESPÉCIE**	**CÓDIGO**
SAPOTACEAE	*Chrysophyllum marginatum* (Hook. & Arn.) Radlk.	Chma
SOLANACEAE	*Cestrum corymbosum* Schltdl.	Ceco
	Solanum granuloso-leprosum Dunal **	Sogr
	Solanum martii Dunal	Soma
	Solanum sp.*1* **	So_sp1
	Solanum sp.*2* **	So_sp2
STYRACACEAE	*Styrax leprosus* Hook. & Arn.	Stle
SYMPLOCACEAE	*Symplocos aegrota* Brand	Syae
	Symplocos celastrinea Mart. ex Miq.	Syce
	Symplocos platyphylla (Pohl) Benth.	Sypl
THYMELAEACEAE	*Daphnopsis* sp. Mart. **	Da_sp
VERBENACEAE	*Aegiphila graveolens* Mart. & Schauer	Aegr
WINTERACEAE	*Drymis brasiliensis* Miers	Drbr

Anexo 2. Descritores fitossociológicos para todas as espécies registradas na sinúsia arbórea em 1988 e 2008 (ordenados por Valor de Cobertura de 1988). DR = densidade relativa; FR = freqüência relativa; DoR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância; IVC = índice de valor de cobertura; A = ausente (os números 1 e 2 representam os anos das observações - 1 = 1988 e 2 = 2008). Trecho da Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.

	INVENTÁRIO 1988				**INVENTÁRIO 2008**			
ESPÉCIE	**DR1**	**FR1**	**DoR1**	**IVC1**	**DR2**	**FR2**	**DoR2**	**IVC2**
Araucaria angustifolia	1.19	2.67	29.36	30.55	1.09	2.06	23.82	24.91
Myrceugenia miersiana	18.32	3.33	6.45	24.77	16.89	3.43	6.35	23.24
Podocarpus lambertii	1.86	2.33	19.01	20.86	1.67	2.40	17.88	19.55
Myrcia arborescens	2.38	2.83	11.06	13.44	1.72	2.92	9.29	11.01
Drymis brasiliensis	8.33	3.33	3.94	12.27	5.74	3.09	4.37	10.12
Rapanea umbellata	5.24	3.17	5.16	10.40	5.74	3.26	5.92	11.66
Gomidesia sellowiana	8.09	3.33	1.18	9.27	3.56	2.57	0.37	3.93
Cinnamomum stenophyllum	3.43	2.83	3.77	7.20	2.76	2.40	4.18	6.93
Siphoneugena reitzii	6.14	3.17	0.75	6.89	8.50	3.43	1.08	9.58
Ocotea pulchella	2.86	3.17	3.56	6.42	2.07	3.26	4.56	6.62
Myrcia laruotteana	3.09	2.00	2.43	5.52	4.08	2.23	2.98	7.05
Myrceugenia myrcioides	2.33	2.67	1.80	4.13	2.01	2.40	2.33	4.34
Rollinia rugulosa	2.86	2.83	0.79	3.65	1.84	2.40	0.39	2.23
Myrceugenia ovata	3.28	1.83	0.20	3.49	2.35	1.89	0.16	2.52
Prunus sellowii	2.00	2.67	1.07	3.07	2.81	3.09	1.73	4.54
Clethra scabra	1.43	2.50	0.98	2.41	1.44	2.23	1.10	2.54
Miconia biglomerata	2.14	2.33	0.09	2.23	1.26	1.72	0.07	1.33
Piptocarpha axillaris	1.38	2.83	0.69	2.07	1.21	2.06	0.94	2.14
Pimenta pseudocaryophyllus	0.86	2.00	1.10	1.96	0.52	1.03	1.02	1.54
Weinmania pinata	1.00	1.50	0.95	1.95	1.26	1.37	1.60	2.86
Myrcia richardiana	0.38	1.00	1.50	1.88	0.29	0.69	1.69	1.97
Symplocos platyphylla	1.52	2.50	0.14	1.66	2.24	2.74	0.33	2.57
Symplocos celastrinea	1.43	2.17	0.09	1.51	2.93	2.23	0.60	3.53
Ilex amara	1.09	2.33	0.20	1.29	0.98	2.23	0.30	1.28
Alibertia concolor	1.14	2.00	0.07	1.21	0.40	1.03	0.02	0.42
Styrax leprosus	0.95	1.17	0.24	1.20	1.26	1.54	0.30	1.56
Jacaranda puberula	0.76	1.83	0.35	1.11	0.98	1.89	0.51	1.49
Ilex taubertiana	0.90	2.00	0.21	1.11	1.55	2.92	0.34	1.89
Piptocarpha macropoda	0.76	1.50	0.25	1.01	0.52	0.86	0.47	0.99
Campomanesia guazumifolia	0.90	1.33	0.09	0.99	1.26	1.37	0.22	1.48
Ilex microdonta	0.76	1.33	0.20	0.96	1.03	1.20	0.22	1.25
Baccharis macrodonta	0.90	1.17	0.04	0.94	0.06	0.17	0.01	0.07
Casearia decandra	0.76	1.67	0.13	0.89	1.03	1.72	0.23	1.27
Ilex theezans	0.76	2.00	0.12	0.88	0.57	1.37	0.13	0.70
Rudgea triflora	0.76	1.50	0.06	0.82	1.55	2.23	0.12	1.67

continua

Anexo 2 - continuação

	INVENTÁRIO 1988				INVENTÁRIO 2008			
ESPÉCIE	**DR1**	**FR1**	**DoR1**	**IVC1**	**DR2**	**FR2**	**DoR2**	**IVC2**
Chionanthus trichotomus	0.57	1.67	0.22	0.80	0.57	1.37	0.24	0.81
Symplocos aegrota	0.57	1.17	0.11	0.68	0.23	0.51	0.10	0.33
Rudgea jasminoides	0.57	0.83	0.10	0.67	3.96	2.92	0.31	4.27
Persea pyrifolia	0.43	1.50	0.20	0.63	0.23	0.69	0.27	0.50
Calyptranthes lucida	0.19	0.67	0.34	0.53	0.23	0.69	0.48	0.71
Zantoxylum rhoifolium	0.48	1.00	0.04	0.52	0.40	1.03	0.03	0.43
Rhamnus sphaerosperma	0.38	0.83	0.08	0.46	0.11	0.34	0.01	0.12
Guatteria nigrescens	0.10	0.33	0.35	0.44	A	A	A	A
Ocotea corymbosa	0.38	1.33	0.05	0.43	0.75	1.37	0.06	0.81
Ocotea puberula	0.33	0.83	0.02	0.35	0.75	1.03	0.14	0.89
Nectandra puberula	0.33	0.67	0.01	0.35	0.52	1.03	0.05	0.57
Ilex paraguariensis	0.24	0.83	0.04	0.28	0.40	1.03	0.24	0.64
Baccharis regnellii	0.24	0.67	0.01	0.25	A	A	A	A
Eupatorium itatiayense	0.24	0.33	0.01	0.25	A	A	A	A
Maytenus glaucescens	0.24	0.67	0.01	0.25	0.34	0.86	0.01	0.36
Ocotea glaziovii	0.19	0.67	0.03	0.22	0.11	0.34	0.00	0.12
Abutilon macrantum	0.19	0.50	0.03	0.22	A	A	A	A
Dalbergia brasiliensis	0.05	0.17	0.17	0.21	0.17	0.51	0.32	0.50
Rapanea ferruginea	0.14	0.17	0.04	0.19	0.06	0.17	0.07	0.12
Strychnos brasiliensis	0.14	0.50	0.04	0.18	0.34	0.86	0.09	0.44
Vernonia puberula	0.14	0.33	0.02	0.17	0.92	1.20	0.51	1.43
Psychotria sessilis	0.14	0.33	0.01	0.16	A	A	A	A
Maytenus alaternoides	0.14	0.50	0.01	0.15	0.11	0.34	0.01	0.12
Solanum martii	0.14	0.50	0.01	0.15	A	A	A	A
Eupatorium serratum	0.14	0.33	0.00	0.15	A	A	A	A
Ocotea minarum	0.05	0.17	0.09	0.13	0.06	0.17	0.12	0.18
Maytenus evonymoides	0.10	0.17	0.04	0.13	0.17	0.17	0.06	0.23
Siphoneugena widgreniana	0.10	0.33	0.04	0.13	0.11	0.34	0.06	0.18
Mollinedia uleana	0.10	0.17	0.00	0.10	0.11	0.17	0.01	0.12
Marliera sp	0.10	0.17	0.00	0.10	0.06	0.17	0.00	0.06
Baccharis brachylaenoides	0.10	0.33	0.00	0.10	A	A	A	A
Baccharidastrum triplinervium	0.10	0.17	0.00	0.10	A	A	A	A
Sorocea bonplandii	0.05	0.17	0.01	0.06	A	A	A	A
Ocotea aff diospyrifolia	0.05	0.17	0.01	0.06	0.11	0.34	0.04	0.15
Cupanea racemosa	0.05	0.17	0.01	0.06	0.34	0.69	0.03	0.38
Vernonia stellata	0.05	0.17	0.01	0.06	A	A	A	A
Eugenia calycina	0.05	0.17	0.00	0.05	0.06	0.17	0.01	0.07
Aegiphilla graveolens	0.05	0.17	0.00	0.05	0.06	0.17	0.02	0.08
Leandra barbinervis	0.05	0.17	0.00	0.05	0.06	0.17	0.00	0.06
Tibouchina regnellii	0.05	0.17	0.00	0.05	A	A	A	A
Chrysophyllum marginatum	0.05	0.17	0.00	0.05	0.11	0.34	0.01	0.12

continua

Anexo 2 - continuação

	INVENTÁRIO 1988				INVENTÁRIO 2008			
ESPÉCIE	**DR1**	**FR1**	**DoR1**	**IVC1**	**DR2**	**FR2**	**DoR2**	**IVC2**
Calyptranthes concina	0.05	0.17	0.00	0.05	0.06	0.17	0.01	0.07
Croton piptocalyx	0.05	0.17	0.00	0.05	A	A	A	A
Senna hoffmanseggi	0.05	0.17	0.00	0.05	0.06	0.17	0.01	0.07
Dasyphyllum spinescens	0.05	0.17	0.00	0.05	0.06	0.17	0.01	0.07
Cestrum corymbosum	0.05	0.17	0.00	0.05	A	A	A	A
Solanum sp2	A	A	A	A	0.69	1.03	0.20	0.89
Solanum granuloso-leprosum	A	A	A	A	0.52	1.20	0.34	0.85
Baccharidastrum sp	A	A	A	A	0.34	0.51	0.10	0.44
Psychotria sp	A	A	A	A	0.40	0.69	0.02	0.42
Nectandra megapotamica	A	A	A	A	0.17	0.51	0.03	0.20
Baccharis sp	A	A	A	A	0.11	0.34	0.03	0.15
Byrsonima sp	A	A	A	A	0.11	0.17	0.01	0.13
Myrcia fallax	A	A	A	A	0.11	0.34	0.00	0.12
Cestrum sp	A	A	A	A	0.11	0.34	0.00	0.12
Daphnopsis sp	A	A	A	A	0.11	0.34	0.00	0.12
Vernonia discolor	A	A	A	A	0.06	0.17	0.05	0.11
Myrtaceae1	A	A	A	A	0.06	0.17	0.01	0.07
Solanum sp3	A	A	A	A	0.06	0.17	0.00	0.06
Myrtaceae2	A	A	A	A	0.06	0.17	0.00	0.06
Eugenia sp	A	A	A	A	0.06	0.17	0.00	0.06
Myrcia rufula	A	A	A	A	0.06	0.17	0.00	0.06
Acanthosyris sp	A	A	A	A	0.06	0.17	0.00	0.06
Eugenia lancifolia	A	A	A	A	0.06	0.17	0.00	0.06

Anexo 3. Descritores fitossociológicos para as espécies amostradas no submata em 1988 e 2008 (ordenados por Valor de Cobertura de 1988). DR = densidade relativa; FR = freqüência relativa; DoR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância; IVC = índice de valor de cobertura; A = ausente (os números 1 e 2 representam os anos das observações - 1 = 1988 e 2 = 2008). Trecho da Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.

	INVENTÁRIO 1988				**INVENTÁRIO 2008**			
ESPÉCIE	**DR1**	**FR1**	**DoR1**	**IVC1**	**DR2**	**FR2**	**DoR2**	**IVC2**
Myrceugenia miersiana	19.87	3.86	28.91	48.78	17.74	4.18	24.40	42.14
Drymis brasiliensis	8.34	3.86	9.82	18.16	4.87	3.55	7.21	12.08
Gomidesia sellowiana	9.64	3.67	6.71	16.35	4.57	2.92	2.98	7.54
Siphoneugena reitzii	7.33	3.67	4.03	11.37	10.70	4.18	6.48	17.19
Rapanea umbellata	3.43	2.90	6.33	9.76	3.97	2.71	5.71	9.68
Rollinia rugulosa	3.37	3.28	4.13	7.50	2.17	2.71	1.91	4.08
Cinnamomum stenophyllum	2.66	3.28	3.11	5.77	1.80	2.51	1.81	3.60
Myrceugenia ovata	4.02	2.12	1.46	5.49	3.07	2.30	1.40	4.47
Prunus sellowii	2.01	2.70	3.12	5.13	2.62	2.92	2.01	4.63
Myrceugenia myrcioides	1.71	2.32	2.87	4.58	0.97	1.88	1.37	2.34
Ocotea pulchella	2.54	3.09	1.86	4.40	1.65	2.92	1.92	3.56
Myrcia laruotteana	2.07	1.93	1.64	3.71	3.44	1.88	3.05	6.49
Miconia biglomerata	2.66	2.70	0.71	3.37	1.65	2.09	0.58	2.22
Symplocos platyphylla	1.89	2.90	1.11	3.00	2.84	3.34	2.36	5.20
Ilex amara	1.36	2.70	1.59	2.95	1.12	2.30	1.78	2.90
Ilex taubertiana	1.12	2.32	1.64	2.76	1.80	3.34	1.56	3.36
Symplocos celastrinea	1.77	2.51	0.69	2.46	3.44	2.71	3.38	6.83
Clethra scabra	1.12	1.93	1.27	2.40	1.20	1.46	1.50	2.70
Styrax leprosus	1.06	1.35	1.13	2.20	1.50	1.67	1.85	3.35
Myrcia arborescens	0.71	1.35	1.35	2.06	0.45	1.04	0.77	1.22
Casearia decandra	0.95	1.93	1.05	1.99	1.20	2.09	1.04	2.23
Alibertia concolor	1.42	2.32	0.56	1.98	0.52	1.25	0.13	0.66
Ilex theezans	0.95	2.32	0.98	1.92	0.75	1.67	1.10	1.85
Piptocarpha axillaris	1.30	2.51	0.57	1.87	1.05	1.88	1.59	2.64
Jacaranda puberula	0.71	1.54	1.03	1.74	0.90	1.88	1.21	2.11
Chionanthus trichotomus	0.59	1.74	1.09	1.68	0.45	1.25	0.49	0.94
Weinmania pinata	0.95	1.54	0.72	1.67	1.35	1.46	1.35	2.70
Symplocos aegrota	0.71	1.35	0.85	1.56	0.22	0.42	0.44	0.66
Ilex microdonta	0.83	1.54	0.69	1.52	1.12	1.25	0.95	2.07
Rudgea triflora	0.95	1.74	0.48	1.42	2.02	2.71	1.00	3.02
Baccharis macrodonta	1.12	1.35	0.28	1.41	0.07	0.21	0.11	0.19
Piptocarpha macropoda	0.83	1.74	0.55	1.38	0.45	0.84	0.92	1.37
Campomanesia guazumifolia	1.06	1.54	0.30	1.36	1.57	1.88	0.68	2.25
Rudgea jasminoides	0.65	0.97	0.62	1.27	5.01	3.55	1.93	6.95
Pimenta pseudocaryophyllus	0.41	1.16	0.86	1.27	0.15	0.42	0.37	0.52

Continua

Anexo 3 - continuação

	INVENTÁRIO 1988				INVENTÁRIO 2008			
ESPÉCIE	**DR1**	**FR1**	**DoR1**	**IVC1**	**DR2**	**FR2**	**DoR2**	**IVC2**
Persea pyrifolia	0.5	1.5	0.6	1.1	0.2	0.6	0.2	0.4
Zantoxylum rhoifolium	0.6	1.2	0.3	0.9	0.5	1.3	0.3	0.8
Podocarpus lambertii	0.4	0.8	0.5	0.8	0.2	0.4	0.3	0.4
Ocotea corymbosa	0.47	1.54	0.36	0.83	0.97	1.67	0.51	1.48
Rhamnus sphaerosperma	0.41	0.77	0.37	0.78	0.15	0.42	0.07	0.22
Araucaria angustifolia	0.24	0.58	0.43	0.67	0.07	0.21	0.28	0.35
Ilex paraguariensis	0.3	0.97	0.31	0.6	0.45	1.25	1.6	2.05
Ocotea puberula	0.41	0.97	0.16	0.57	0.97	1.25	1.23	2.21
Nectandra puberula	0.35	0.77	0.12	0.47	0.6	1.04	0.46	1.06
Ocotea venulosa	0.24	0.77	0.22	0.45	0.15	0.42	0.02	0.17
Abutilon macrantum	0.24	0.58	0.21	0.45	A	A	A	A
Maytenus evonymoides	0.12	0.19	0.31	0.43	0.22	0.21	0.52	0.74
Siphoneugena widgreniana	0.12	0.39	0.29	0.41	0.15	0.42	0.56	0.71
Baccharis regnellii	0.3	0.77	0.09	0.39	A	A	A	A
Eupatorium itatiayense	0.3	0.39	0.09	0.38	A	A	A	A
Vernonia puberula	0.18	0.39	0.19	0.37	0.75	1.04	1.06	1.8
Marliera sp	0.12	0.19	0.25	0.37	0.07	0.21	0.04	0.12
Maytenus glaucescens	0.3	0.77	0.06	0.36	0.45	1.04	0.11	0.56
Psychotria sessilis	0.18	0.39	0.11	0.29	0.52	0.84	0.19	0.71
Maytenus alaternoides	0.18	0.58	0.05	0.23	0.15	0.42	0.04	0.19
Solanum martii	0.18	0.58	0.05	0.22	A	A	A	A
Eupatorium serratum	0.18	0.39	0.03	0.21	A	A	A	A
Calyptranthes lucida	0.12	0.39	0.08	0.2	0.15	0.42	0.1	0.25
Rapanea ferruginea	0.12	0.19	0.05	0.17	A	A	A	A
Mollinedia uleana	0.12	0.19	0.03	0.15	0.15	0.21	0.05	0.2
Baccharis brachylaenoides	0.12	0.39	0.02	0.14	A	A	A	A
Strychnos brasiliensis	0.12	0.39	0.02	0.14	0.37	0.84	0.19	0.56
Baccharidastrum triplinervium	0.12	0.19	0.02	0.14	0.37	0.63	0.6	0.97
Sorocea bonplandii	0.06	0.19	0.08	0.14	A	A	A	A
Ocotea aff diospyrifolia	0.06	0.19	0.07	0.13	0.15	0.42	0.32	0.47
Cupanea racemosa	0.06	0.19	0.07	0.13	0.45	1.04	0.27	0.72
Vernonia stellata	0.06	0.19	0.06	0.12	A	A	A	A
Eugenia calycina	0.06	0.19	0.04	0.1	0.07	0.21	0.12	0.2
Aegiphilla graveolens	0.06	0.19	0.04	0.09	0.07	0.21	0.2	0.28
Leandra barbinervis	0.06	0.19	0.03	0.09	0.07	0.21	0.01	0.09
Tibouchina regnellii	0.06	0.19	0.03	0.09	A	A	A	A
Chrysophyllum marginatum	0.06	0.19	0.03	0.09	0.15	0.42	0.07	0.22
Calyptranthes concina	0.06	0.19	0.02	0.08	0.07	0.21	0.09	0.17
Croton piptocalyx	0.06	0.19	0.02	0.08	A	A	A	A
Senna hoffmanseggi	0.06	0.19	0.01	0.07	0.07	0.21	0.08	0.15
Myrcia richardiana	0.06	0.19	0.01	0.07	0.07	0.21	0.03	0.1
Dasyphyllum spinescens	0.06	0.19	0.01	0.07	0.07	0.21	0.11	0.18

continua

Anexo 3 - continuação

	INVENTÁRIO 1988				INVENTÁRIO 2008			
ESPÉCIE	**DR1**	**FR1**	**DoR1**	**IVC1**	**DR2**	**FR2**	**DoR2**	**IVC2**
Cestrum corymbosum	0.06	0.19	0.01	0.07	0.15	0.42	0.03	0.18
Guatteria nigrescens	0.06	0.19	0.00	0.06	A	A	A	A
Solanum sp3	A	A	A	A	0.75	1.25	0.58	1.33
Cestrum corymbosum	0.06	0.19	0.01	0.07	0.15	0.42	0.03	0.18
Guatteria nigrescens	0.06	0.19	0.00	0.06	A	A	A	A
Solanum sp3	A	A	A	A	0.75	1.25	0.58	1.33
Vernonia discolor	A	A	A	A	0.07	0.21	0.46	0.54
Solanum granuloso-leprosum	A	A	A	A	0.22	0.63	0.29	0.52
Nectandra megapotamica	A	A	A	A	0.22	0.63	0.26	0.48
Baccharis sp	A	A	A	A	0.15	0.42	0.27	0.42
Byrsonima sp	A	A	A	A	0.15	0.21	0.12	0.27
Myrcia fallax	A	A	A	A	0.15	0.42	0.03	0.18
Myrtaceae1	A	A	A	A	0.07	0.21	0.11	0.18
Daphnopsis sp	A	A	A	A	0.15	0.42	0.03	0.18
Dalbergia brasiliensis	A	A	A	A	0.15	0.42	0.02	0.17
Solanum sp4	A	A	A	A	0.07	0.21	0.02	0.09
Myrtaceae2	A	A	A	A	0.07	0.21	0.02	0.09
Eugenia sp	A	A	A	A	0.07	0.21	0.01	0.09
Myrcia rufula	A	A	A	A	0.07	0.21	0.01	0.09
Acanthosyris sp	A	A	A	A	0.07	0.21	0.01	0.09
Eugenia lancifolia	A	A	A	A	0.07	0.21	0.01	0.08

Anexo 4. Descritores fitossociológicos para as espécies amostradas no componente dominante em 1988 e 2008 (ordenados por Valor de Cobertura de 1988). DR = densidade relativa; FR = freqüência relativa; DoR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância; IVC = índice de valor de cobertura; A = ausente (os números 1 e 2 representam os anos das observações - 1 = 1988 e 2 = 2008). Trecho da Floresta Ombrófila Mista, Campos de Jordão, SP.

	INVENTÁRIO 1988				**INVENTÁRIO 2008**			
ESPÉCIE	**DR1**	**FR1**	**DoR1**	**IVC1**	**DR2**	**FR2**	**DoR2**	**IVC2**
Araucaria angustifolia	5.12	7.28	33.52	38.64	4.44	5.38	26.91	31.35
Podocarpus lambertii	8.05	6.80	21.67	29.72	6.67	6.28	20.19	26.85
Myrcia arborescens	9.27	7.77	12.46	21.73	5.93	6.73	10.41	16.33
Rapanea umbellata	12.68	7.77	5.00	17.68	11.60	7.62	5.95	17.55
Myrceugenia miersiana	11.95	7.77	3.22	15.17	14.07	7.62	3.99	18.06
Drymis brasiliensis	8.29	7.28	3.09	11.39	8.64	6.73	4.00	12.64
Cinnamomum stenophyllum	6.59	6.80	3.86	10.45	5.93	5.83	4.49	10.41
Myrcia laruotteana	7.32	4.37	2.54	9.86	6.17	4.04	2.97	9.14
Ocotea pulchella	4.15	4.37	3.81	7.95	3.46	4.04	4.90	8.36
Myrceugenia myrcioides	4.88	5.34	1.65	6.53	5.43	5.83	2.46	7.89
Pimenta pseudocaryophyllus	2.68	3.40	1.14	3.82	1.73	2.24	1.11	2.84
Clethra scabra	2.68	4.37	0.94	3.62	2.22	3.14	1.05	3.27
Myrcia richardiana	1.71	2.43	1.72	3.42	0.99	1.35	1.91	2.89
Prunus sellowii	1.95	2.91	0.77	2.72	3.46	4.48	1.69	5.15
Piptocarpha axillaris	1.71	2.43	0.71	2.42	1.73	1.79	0.85	2.58
Weinmania pinata	1.22	2.43	0.99	2.21	0.99	1.79	1.63	2.62
Gomidesia sellowiana	1.71	1.94	0.39	2.10	0.25	0.45	0.03	0.28
Siphoneugena reitzii	1.22	1.94	0.28	1.50	1.23	1.79	0.37	1.60
Jacaranda puberula	0.98	1.94	0.25	1.23	1.23	1.79	0.42	1.65
Rollinia rugulosa	0.73	0.97	0.31	1.04	0.74	0.90	0.20	0.94
Calyptranthes lucida	0.49	0.97	0.38	0.86	0.49	0.90	0.53	1.02
Piptocarpha macropoda	0.49	0.97	0.21	0.70	0.74	1.35	0.41	1.16
Ilex microdonta	0.49	0.49	0.12	0.61	0.74	0.90	0.22	0.96
Styrax leprosus	0.49	0.97	0.12	0.60	0.49	0.90	0.10	0.59
Chionanthus trichotomus	0.49	0.97	0.10	0.59	0.99	1.35	0.21	1.19
Dalbergia brasiliensis	0.24	0.49	0.19	0.43	0.25	0.45	0.36	0.61
Persea pyrifolia	0.24	0.49	0.14	0.39	0.25	0.45	0.28	0.53
Ocotea minarum	0.24	0.49	0.10	0.34	0.25	0.45	0.13	0.38
Guatteria nigrescens	0.24	0.49	0.07	0.31	A	A	A	A
Campomanesia guazumifolia	0.24	0.49	0.06	0.30	0.25	0.45	0.16	0.40
Nectandra puberula	0.24	0.49	0.05	0.29	0.25	0.45	0.13	0.37
Rhamnus sphaerosperma	0.24	0.49	0.04	0.29	A	A	A	A
Strychnos brasiliensis	0.24	0.49	0.04	0.28	0.25	0.45	0.09	0.34
Rudgea jasminoides	0.24	0.49	0.02	0.26	0.49	0.90	0.10	0.59
Myrceugenia ovata	0.24	0.49	0.02	0.26	A	A	A	A

continua

Anexo 4 - continuação

	INVENTÁRIO 1988				INVENTÁRIO 2008			
ESPÉCIE	**DR1**	**FR1**	**DoR1**	**IVC1**	**DR2**	**FR2**	**DoR2**	**IVC2**
Rapanea ferruginea	0.24	0.49	0.01	0.25	0.25	0.45	0.07	0.32
Vernonia puberula	A	A	A	A	1.48	1.79	0.44	1.92
Solanum granuloso-leprosum	A	A	A	A	1.48	1.79	0.34	1.82
Symplocos celastrinea	A	A	A	A	1.23	1.79	0.24	1.47
Ilex taubertiana	A	A	A	A	0.74	0.90	0.18	0.93
Solanum sp	A	A	A	A	0.49	0.90	0.14	0.64
Casearia decandra	A	A	A	A	0.49	0.90	0.13	0.62
Ilex amara	A	A	A	A	0.49	0.90	0.11	0.60
Ilex paraguariensis	A	A	A	A	0.25	0.45	0.06	0.31
Symplocos platyphylla	A	A	A	A	0.25	0.45	0.06	0.31
Symplocos aegrota	A	A	A	A	0.25	0.45	0.05	0.30
Baccharidastrum sp	A	A	A	A	0.25	0.45	0.03	0.28

ANEXO 5. Matriz de correlação dos dados estruturais observados para os indivíduos arbóreos em 1988 e 2008, sumarizados por 40 parcelas de 10 x 12,5m.
(Valores críticos de **r** – **α** = 0,01 **r** = 0,4026; **α** = 0,05 **r** = 0,3120 ***v*** = 38 (graus de liberdade)

	N88tot	*N88>30*	*N88Dom*	*N88Sub*	*AB88tot*	*AB88>30*	*AB88Dom*	*AB88Sub*
N88_tot	1							
N88>30	-0.3637	1						
N88_Dom	-0.4230	0.1452	1					
N88_Sub	0.9721	-0.3513	-0.6236	1				
AB88_tot	-0.3361	0.5089	0.3160	-0.3717	1			
AB88>30	-0.3280	0.5917	0.1303	-0.3167	0.9510	1		
AB88_Dom	-0.3717	0.5106	0.3324	-0.4066	0.9983	0.9476	1	
AB88_Sub	0.6860	-0.1602	-0.3579	0.6844	-0.2291	-0.1876	-0.2849	1
N08_tot	0.1097	-0.0344	0.1345	0.0598	-0.1535	-0.2043	-0.1591	0.1339
N08>30	-0.4129	0.5688	0.3065	-0.4355	0.2000	0.1529	0.2103	-0.2239
N08_Dom	-0.3313	0.1439	0.7501	-0.4798	0.1188	-0.0117	0.1215	-0.0759
N08_Sub	0.1913	-0.0693	-0.0331	0.1736	-0.1879	-0.2108	-0.1944	0.1575
AB08_tot	-0.3567	0.5139	0.2985	-0.3849	0.4132	0.3570	0.4157	-0.1483
AB08>30	-0.3551	0.5543	0.1559	-0.3466	0.4275	0.4037	0.4256	-0.0776
AB08_Dom	-0.3664	0.5126	0.2955	-0.3926	0.4259	0.3722	0.4297	-0.1746
AB08_Sub	0.2008	-0.1272	-0.0499	0.1861	-0.2469	-0.2580	-0.2620	0.3177
VarAB_tot%	0.0037	-0.2465	-0.0366	0.0127	-0.6029	-0.6245	-0.5941	0.0065
Rec_tot	-0.1986	0.2283	0.1983	-0.2226	0.1434	0.1121	0.1501	-0.1486
Rec_>30	-0.0943	-0.1155	0.2772	-0.1530	-0.0804	-0.1825	-0.0747	-0.0761
Rec_Dom	-0.0042	0.2329	-0.0017	-0.0032	0.1681	0.2147	0.1443	0.3578
Rec_Sub	-0.1754	0.2121	0.1878	-0.1999	0.1176	0.0860	0.1241	-0.1390
Incr_>30	-0.3001	0.6520	0.0018	-0.2594	0.2894	0.3690	0.2942	-0.1564
Incr_Dom	-0.3674	0.4099	0.4614	-0.4363	0.2076	0.1354	0.2238	-0.3274
Incr_Sub	0.3000	-0.0330	-0.0915	0.2825	-0.0768	-0.0789	-0.0986	0.3863
Incr_Dom%	0.1257	-0.3292	0.0988	0.0829	-0.5035	-0.5390	-0.5023	0.1096
Incr_Sub%	0.0251	-0.0440	0.0508	0.0085	-0.0188	-0.0391	-0.0150	-0.0592
Mor_tot	0.7264	-0.0860	-0.4254	0.7368	0.0062	0.0518	-0.0181	0.4082
Mort_>30	0.0054	0.4103	0.0597	-0.0108	0.3681	0.3898	0.3600	0.0409
Mort_Dom	-0.2048	0.2378	0.4896	-0.3033	0.5182	0.4481	0.5208	-0.1757
Mort_Sub	0.7687	-0.1328	-0.5227	0.7984	-0.0954	-0.0360	-0.1203	0.4438

continua

ANEXO 5 – continuação

	N08tot	*N08>30*	*N08Dom*	*N08Sub*	*AB08tot*	*AB08>30*	*AB08Dom*	*AB08Sub*
N88_tot								
N88>30								
N88_Dom								
N88_Sub								
AB88_tot								
AB88>30								
AB88_Dom								
AB88_Sub								
N08_tot	1							
N08>30	0.0863	1						
N08_Dom	0.3016	0.3246	1					
N08_Sub	0.9753	0.0150	0.0837	1				
AB08_tot	-0.0821	0.6935	0.3899	-0.1761	1			
AB08>30	-0.1390	0.7189	0.1969	-0.1909	0.9301	1		
AB08_Dom	-0.1610	0.6754	0.3637	-0.2525	0.9957	0.9268	1	
AB08_Sub	0.8532	-0.0003	0.1687	0.8527	-0.2298	-0.2201	-0.3188	1
VarAB_tot%	0.2623	0.2911	0.2581	0.2144	0.3533	0.2268	0.3309	0.1390
Rec_tot	0.8217	0.1073	0.1889	0.8151	-0.0212	-0.0676	-0.0838	0.6649
Rec_>30	0.2692	0.4764	0.2703	0.2187	0.0246	-0.0182	-0.0126	0.3857
Rec_Dom	0.4407	-0.0281	0.4105	0.3655	0.1000	0.0825	0.0537	0.4599
Rec_Sub	0.8387	0.1150	0.1688	0.8374	-0.0277	-0.0739	-0.0909	0.6733
Incr_>30	-0.1064	0.5072	-0.0287	-0.1046	0.6421	0.6378	0.6471	-0.2285
Incr_Dom	0.0241	0.6228	0.3532	-0.0566	0.5850	0.4566	0.5829	-0.1383
Incr_Sub	0.5796	-0.0076	0.1696	0.5665	0.0234	0.0160	-0.0314	0.5703
Incr_Dom%	0.0931	0.0394	0.1070	0.0725	-0.1038	-0.2094	-0.1088	0.0813
Incr_Sub%	0.6126	0.0045	0.1862	0.5971	-0.0196	-0.0609	-0.0704	0.5404
Mor_tot	-0.2903	-0.4528	-0.5641	-0.1729	-0.3113	-0.2854	-0.2871	-0.1700
Mort_>30	0.1555	-0.1993	0.0265	0.1564	-0.2838	-0.2605	-0.3028	0.2785
Mort_Dom	0.1572	-0.0116	0.0701	0.1480	-0.0205	0.0214	-0.0259	0.0622
Mort_Sub	-0.3220	-0.4519	-0.5794	-0.2024	-0.3082	-0.2904	-0.2828	-0.1827

continua

ANEXO 5 - continuação

	VarABtot%	*Rectot*	*Rec_>30*	*RecDom*	*RecSub*	*Incr_>30*	*IncrDom*	*IncrSub*
N88_tot								
N88>30								
N88_Dom								
N88_Sub								
AB88_tot								
AB88>30								
AB88_Dom								
AB88_Sub								
N08_tot								
N08>30								
N08_Dom								
N08_Sub								
AB08_tot								
AB08>30								
AB08_Dom								
AB08_Sub								
VarAB_tot%	1							
Rec_tot	-0.0131	1						
Rec_>30	0.1147	0.2385	1					
Rec_Dom	-0.0564	0.4657	0.0268	1				
Rec_Sub	0.0093	0.9963	0.2518	0.4315	1			
Incr_>30	0.1887	0.0788	-0.1919	0.0007	0.0693	1		
Incr_Dom	0.3042	0.1277	0.2706	-0.1674	0.1206	0.7030	1	
Incr_Sub	0.1512	0.3964	0.1757	0.6372	0.4200	-0.1785	-0.2774	1
Incr_Dom%	0.5326	-0.0543	0.2510	-0.2176	-0.0457	0.1124	0.5117	-0.1429
Incr_Sub%	0.1232	0.5302	0.2460	0.4799	0.5523	-0.1845	-0.2004	0.8661
Mor_tot	-0.3752	-0.1771	-0.1957	-0.0617	-0.1789	-0.0923	-0.2922	-0.0008
Mort_>30	-0.6917	0.4173	0.0740	0.3652	0.3927	-0.1261	-0.1233	0.1350
Mort_Dom	-0.5403	0.4726	0.0651	0.2857	0.4556	0.0478	0.0505	0.1612
Mort_Sub	-0.2703	-0.2703	-0.2090	-0.1180	-0.2688	-0.1020	-0.3029	-0.0324

continua

ANEXO 5 - continuação

	Incr_Dom%	*Incr_Sub%*	*Mor_tot*	*Mort_>30*	*Mort_Dom*	*Mort_Sub*
N88_tot						
N88>30						
N88_Dom						
N88_Sub						
AB88_tot						
AB88>30						
AB88_Dom						
AB88_Sub						
N08_tot						
N08>30						
N08_Dom						
N08_Sub						
AB08_tot						
AB08>30						
AB08_Dom						
AB08_Sub						
VarAB_tot%						
Rec_tot						
Rec_>30						
Rec_Dom						
Rec_Sub						
Incr_>30						
Incr_Dom						
Incr_Sub						
Incr_Dom%	1					
Incr_Sub%	-0.2147	1				
Mor_tot	-0.0505	-0.1960	1			
Mort_>30	-0.3174	0.1659	0.2834	1		
Mort_Dom	-0.2472	0.2419	0.1125	0.3922	1	
Mort_Sub	-0.0022	-0.2441	0.9808	0.2073	-0.0834	1

ANEXO 6. Matriz de correlação dos dados estruturais observados para os indivíduos arbóreos em 1988 e 2008, sumarizados por 20 parcelas de 10 x 25m.

(Valores críticos de **r** – **α** = 0,01 **r** = 0,5614; **α** = 0,05 **r** = 0,4438 ***v*** = 18 (graus de liberdade)

	N88tot	*N88>30*	*N88Dom*	*N88Sub*	*AB88tot*	*AB88>30*	*AB88Dom*	*AB88Sub*
N88_tot	1							
N88>30	-0.5471	1						
N88_Dom	-0.5704	0.2754	1					
N88_Sub	0.9767	-0.5248	-0.7334	1				
AB88_tot	-0.3945	0.6103	0.3828	-0.4266	1			
AB88>30	-0.4101	0.6906	0.1790	-0.3862	0.9370	1		
AB88_Dom	-0.4322	0.6270	0.4055	-0.4637	0.9979	0.9375	1	
AB88_Sub	0.6245	-0.3211	-0.3915	0.6192	-0.0685	-0.1022	-0.1324	1
N08_tot	0.0963	-0.2225	0.2381	0.0175	-0.0655	-0.1998	-0.0696	0.0702
N08>30	-0.4620	0.5970	0.3810	-0.4819	0.0677	0.0425	0.0828	-0.2415
N08_Dom	-0.5029	0.1666	0.8561	-0.6399	0.3046	0.1394	0.3110	-0.1298
N08_Sub	0.2135	-0.2685	0.0538	0.1627	-0.1367	-0.2389	-0.1424	0.1022
AB08_tot	-0.4364	0.4358	0.4975	-0.4912	0.2159	0.0996	0.2195	-0.0782
AB08>30	-0.3877	0.4954	0.2522	-0.3868	0.1974	0.1468	0.1895	0.1025
AB08_Dom	-0.4494	0.4485	0.4684	-0.4944	0.2038	0.1040	0.2098	-0.1129
AB08_Sub	0.2390	-0.2366	0.0807	0.1767	0.0308	-0.0655	0.0110	0.3035
VarAB_%	0.0020	-0.3236	0.0238	-0.0045	-0.7600	-0.7900	-0.7487	-0.0991
Rec_tot	-0.1785	0.1039	0.2924	-0.2242	0.2963	0.2018	0.3064	-0.1872
Rec_>30	0.0014	0.0705	0.3691	-0.0953	0.0688	-0.0433	0.0657	0.0415
Rec_Dom	-0.1423	0.2310	0.1960	-0.1690	0.5238	0.4915	0.5014	0.2950
Rec_Sub	-0.1476	0.0876	0.2767	-0.1945	0.2481	0.1529	0.2579	-0.1768
Incr_>30	-0.4264	0.5561	0.1175	-0.3837	0.0350	0.1260	0.0600	-0.3924
Incr_Dom	-0.4659	0.3288	0.5641	-0.5330	-0.0026	-0.0801	0.0321	-0.5381
Incr_Sub	0.3080	-0.0524	0.0962	0.2298	0.0330	-0.0588	0.0049	0.4325
Mort_>30	-0.0297	0.4200	0.1408	-0.0614	0.7786	0.7651	0.7701	0.0530
Mort_Dom	-0.3187	0.4528	0.5257	-0.4011	0.7126	0.5955	0.7204	-0.1924
Mort_Sub	0.7486	-0.2169	-0.6755	0.7960	-0.1002	-0.0183	-0.1225	0.3569

continua

ANEXO 6 – continuação

	N08tot	*N08>30*	*N08Dom*	*N08Sub*	*AB08tot*	*AB08>30*	*AB08Dom*	*AB08Sub*
N88_tot								
N88>30								
N88_Dom								
N88_Sub								
AB88_tot								
AB88>30								
AB88_Dom								
AB88_Sub								
N08_tot	1							
N08>30	-0.0275	1						
N08_Dom	0.2738	0.3598	1					
N08_Sub	0.9761	-0.1099	0.0583	1				
AB08_tot	-0.1566	0.7149	0.5267	-0.2815	1			
AB08>30	-0.2250	0.7572	0.3031	-0.3020	0.8992	1		
AB08_Dom	-0.2612	0.6977	0.4839	-0.3805	0.9927	0.8906	1	
AB08_Sub	0.8911	-0.0816	0.1830	0.8836	-0.2491	-0.2075	-0.3637	1
VarAB_%	0.0853	0.3527	0.1399	0.0569	0.4191	0.3297	0.4152	-0.0974
Rec_tot	0.8278	-0.0196	0.1754	0.8196	-0.1424	-0.2054	-0.2227	0.6912
Rec_>30	0.2815	0.5621	0.3463	0.2139	0.2144	0.1783	0.1646	0.3356
Rec_Dom	0.4537	0.0834	0.4713	0.3645	0.1746	0.1730	0.1021	0.5304
Rec_Sub	0.8436	-0.0056	0.1474	0.8423	-0.1399	-0.2023	-0.2213	0.6985
Incr_>30	-0.3031	0.5212	0.0081	-0.3164	0.5309	0.5426	0.5639	-0.4296
Incr_Dom	-0.0445	0.5423	0.3765	-0.1312	0.4993	0.3252	0.5152	-0.2811
Incr_Sub	0.6941	0.2348	0.2563	0.6626	0.1523	0.1342	0.0579	0.7133
Mort_>30	0.1511	-0.2234	0.0240	0.1514	-0.3260	-0.2847	-0.3469	0.2689
Mort_Dom	0.3990	0.1518	0.2892	0.3488	0.1804	0.1223	0.1295	0.3541
Mort_Sub	-0.3682	-0.5014	-0.7529	-0.2121	-0.4456	-0.3652	-0.4007	-0.2249

continua

ANEXO 6 - continuação

	VarAB_%	*Rec_tot*	*Rec_>30*	*Rec_Dom*	*Rec_Sub*	*Incr_>30*	*Incr_Dom*	*Incr_Sub*
N88_tot								
N88>30								
N88_Dom								
N88_Sub								
AB88_tot								
AB88>30								
AB88_Dom								
AB88_Sub								
N08_tot								
N08>30								
N08_Dom								
N08_Sub								
AB08_tot								
AB08>30								
AB08_Dom								
AB08_Sub								
VarAB_%	1							
Rec_tot	-0.2302	1						
Rec_>30	0.0420	0.2073	1					
Rec_Dom	-0.2781	0.5268	0.2221	1				
Rec_Sub	-0.1928	0.9962	0.2179	0.4813	1			
Incr_>30	0.2823	-0.1212	-0.1379	-0.0678	-0.1274	1		
Incr_Dom	0.3333	0.0288	0.2492	-0.1335	0.0233	0.7323	1	
Incr_Sub	0.0884	0.5056	0.5691	0.6094	0.5284	-0.2651	-0.1848	1
Mort_>30	-0.9288	0.4323	0.0898	0.4040	0.4009	-0.2782	-0.2464	0.1220
Mort_Dom	-0.4918	0.7462	0.2671	0.5318	0.7220	0.1589	0.2347	0.3249
Mort_Sub	-0.3003	-0.2697	-0.2057	-0.2471	-0.2597	-0.1886	-0.4306	-0.1056

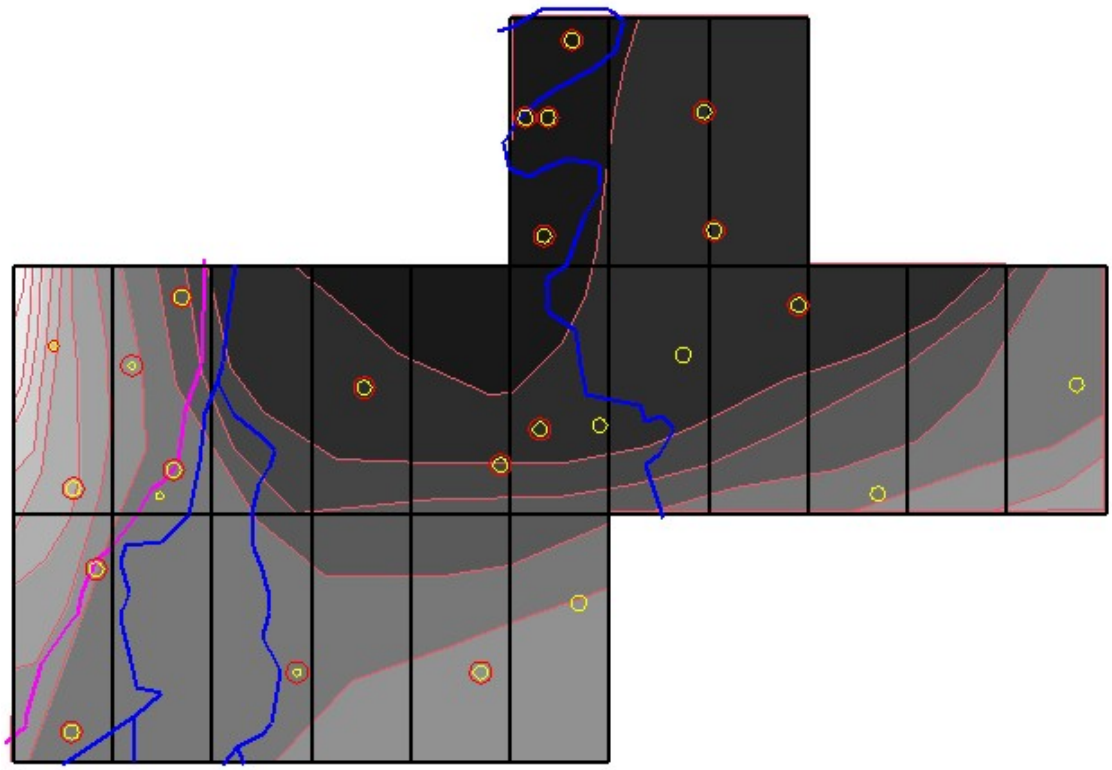
continua

ANEXO 6 - continuação

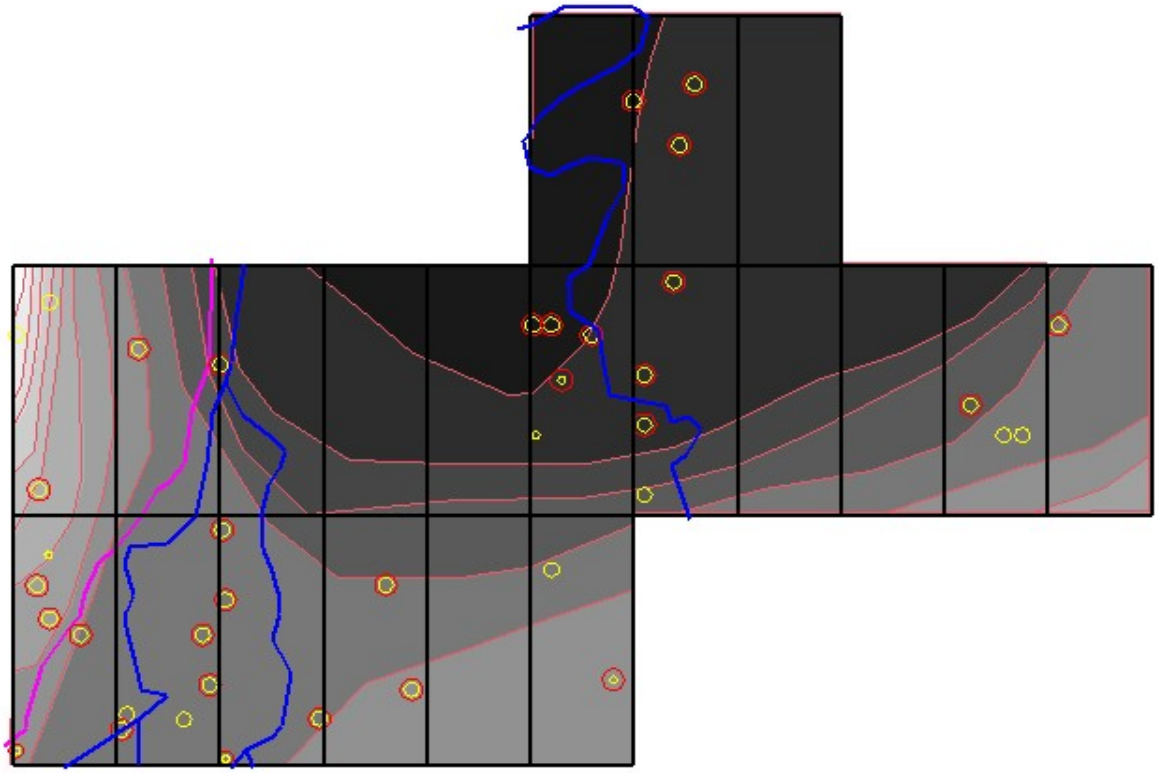
	Mort_>30	*Mort_Dom*	*Mort_Sub*
N88_tot			
N88>30			
N88_Dom			
N88_Sub			
AB88_tot			
AB88>30			
AB88_Dom			
AB88_Sub			
N08_tot			
N08>30			
N08_Dom			
N08_Sub			
AB08_tot			
AB08>30			
AB08_Dom			
AB08_Sub			
VarAB_%			
Rec_tot			
Rec_>30			
Rec_Dom			
Rec_Sub			
Incr_>30			
Incr_Dom			
Incr_Sub			
Mort_>30	1		
Mort_Dom	0.6185	1	
Mort_Sub	0.1630	-0.1751	1

Anexo 7. Mapa de distribuição das espécies dominantes sobre representação esquemática da topografia da área de estudo. Os círculos amarelos e vermelhos representam os indivíduos amostrados em 1988 e 2008, nesta ordem. Representação dos indivíduos por estrato e por data: o diâmetro do círculo corresponde ao estrato amostrado, círculos maiores = dominante; círculos menores = submata; círculos vermelhos sobre os amarelos = remanescentes; círculos vermelhos isolados = recrutas; círculos amarelos isolados = mortos.

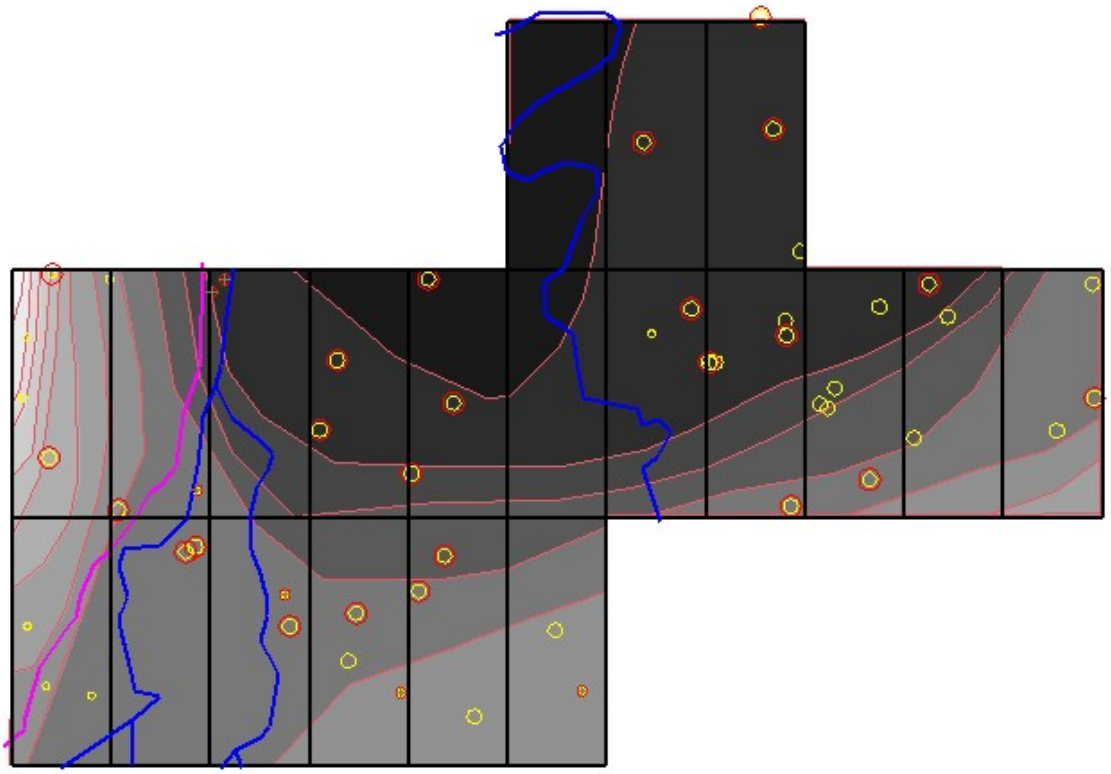
7.a. *Araucaria angustifolia*



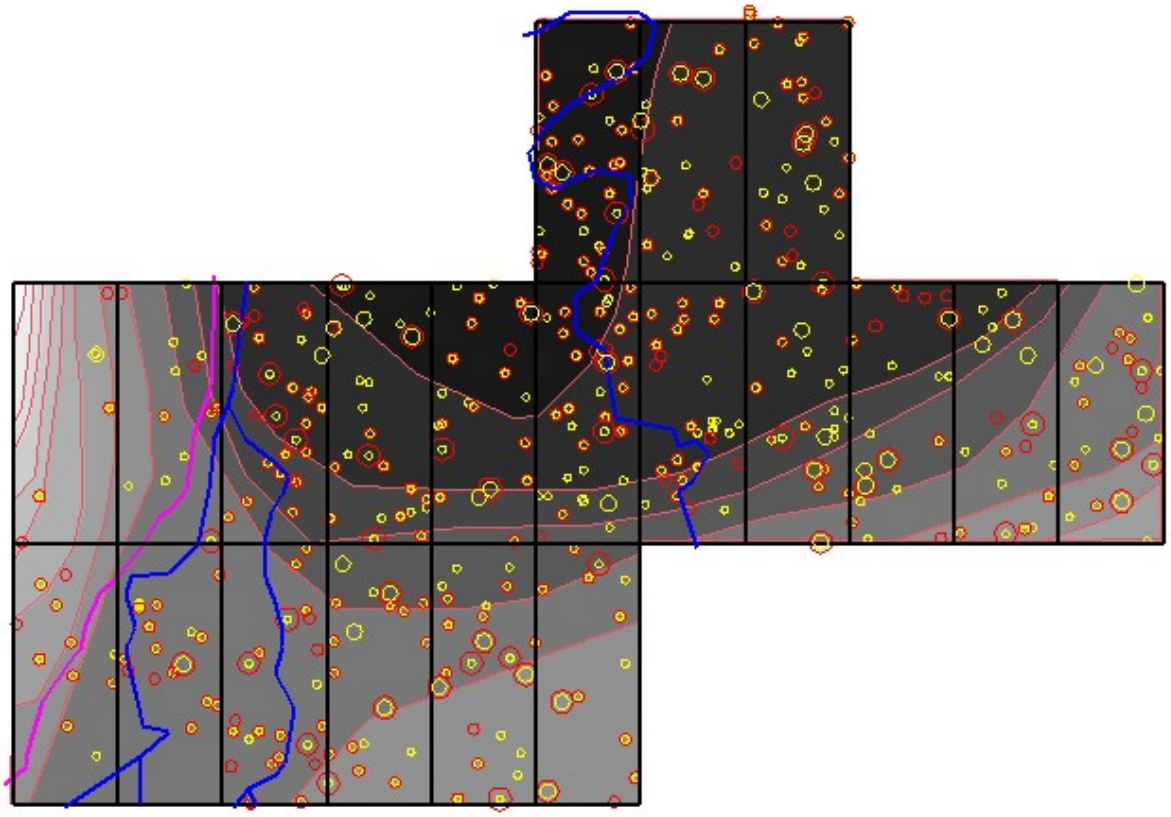
7.b. *Podocarpus lambertii*



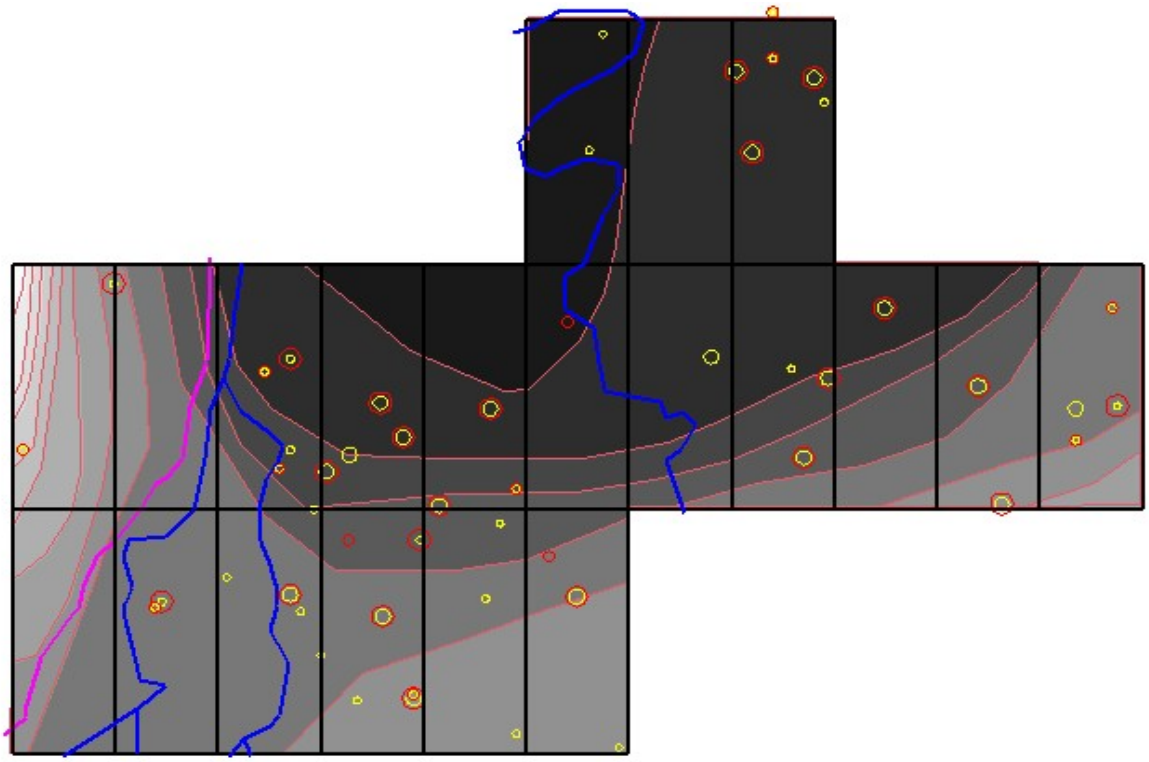
7.c. *Myrcia arborescens*



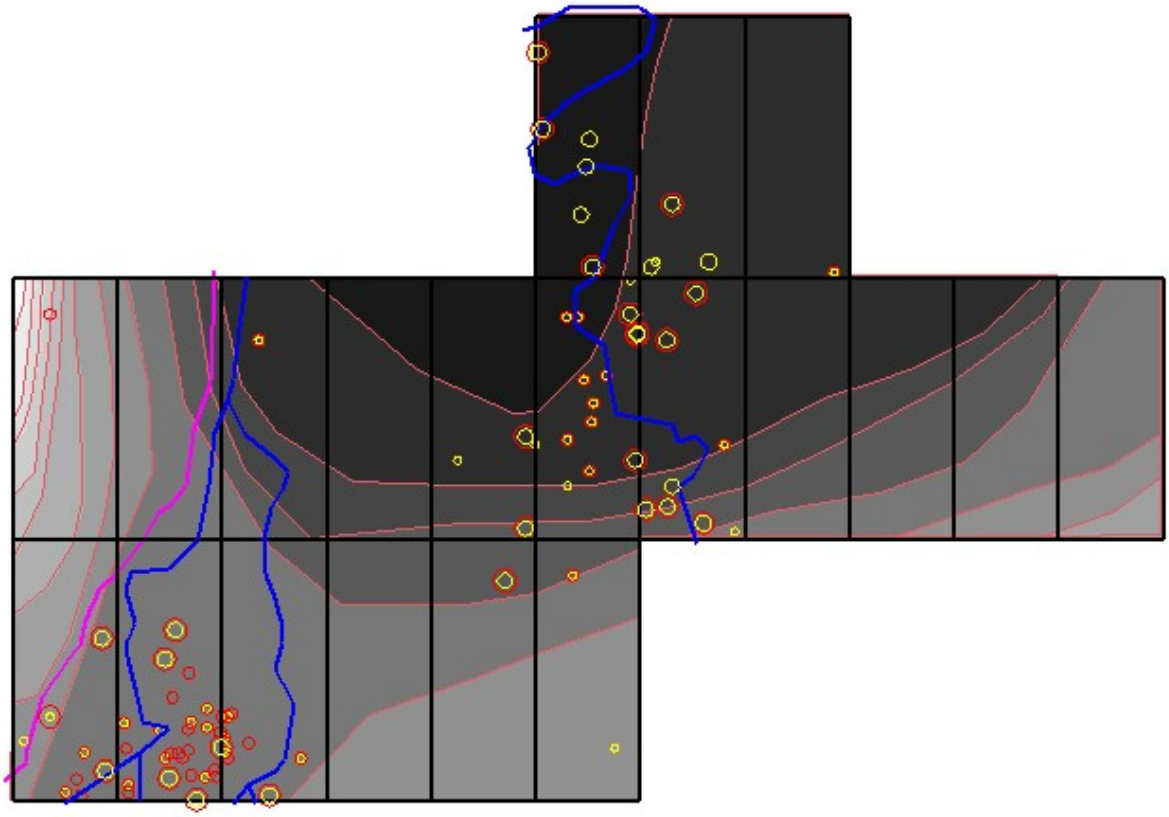
7.d. *Myrceugenia miersiana*



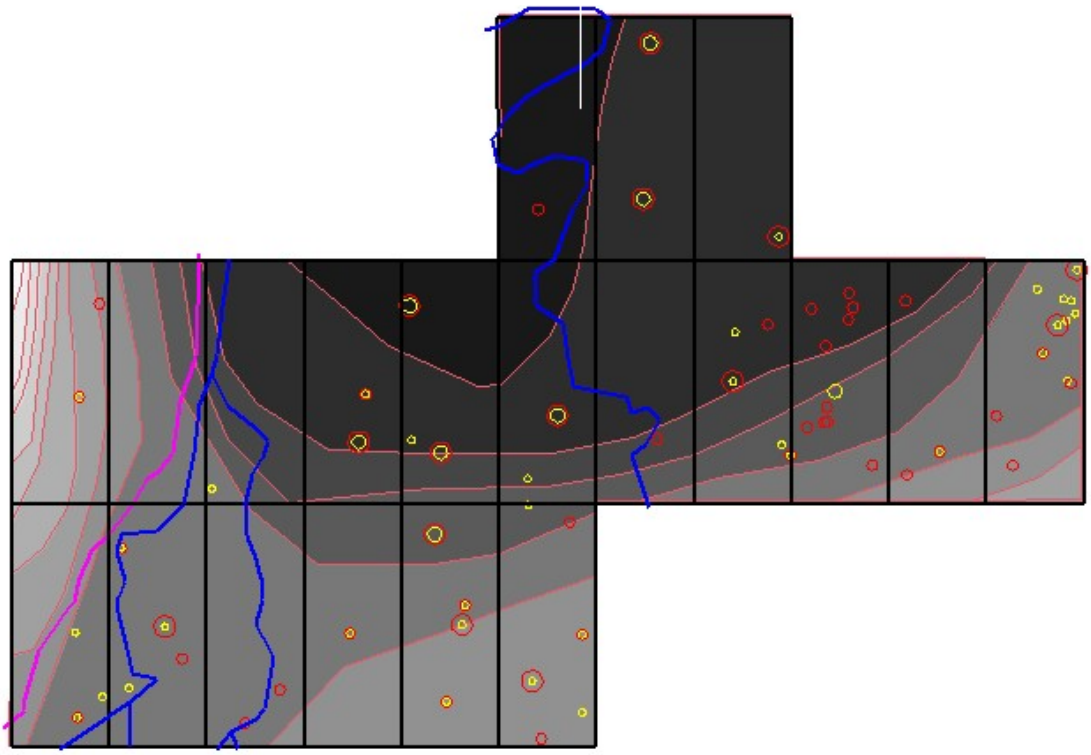
7.e. *Myrceugenia myrcioides*



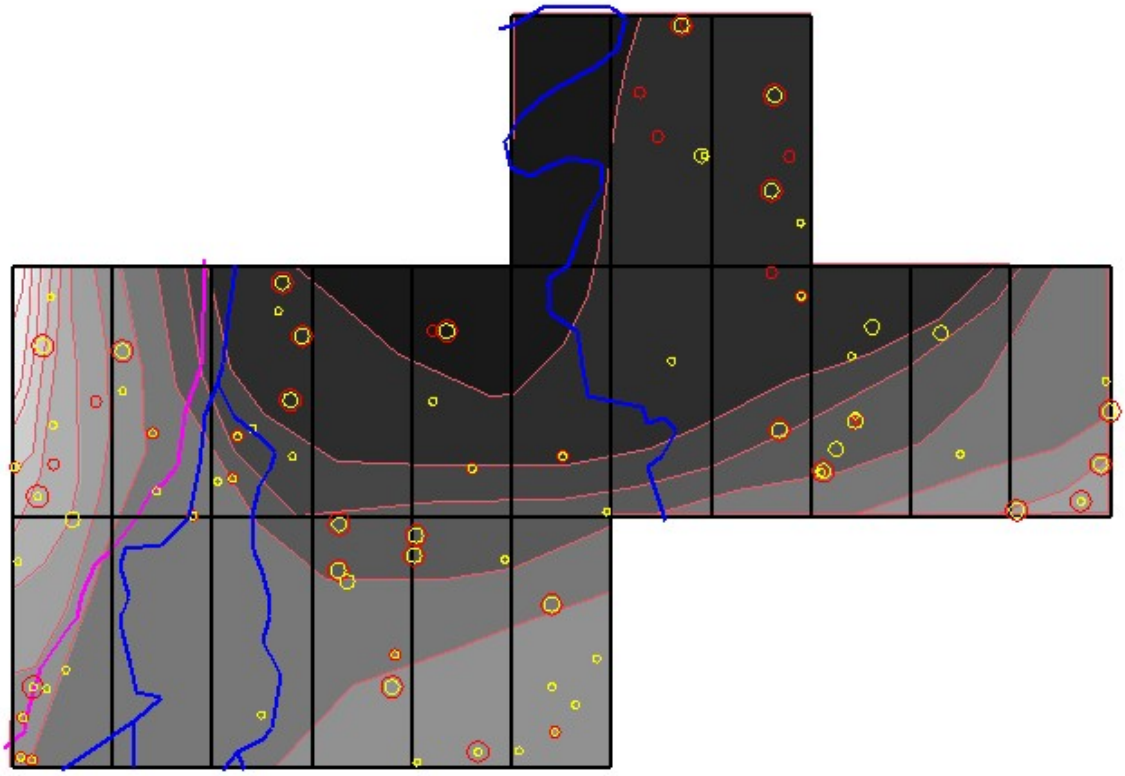
7.f. *Myrcia laruottena*



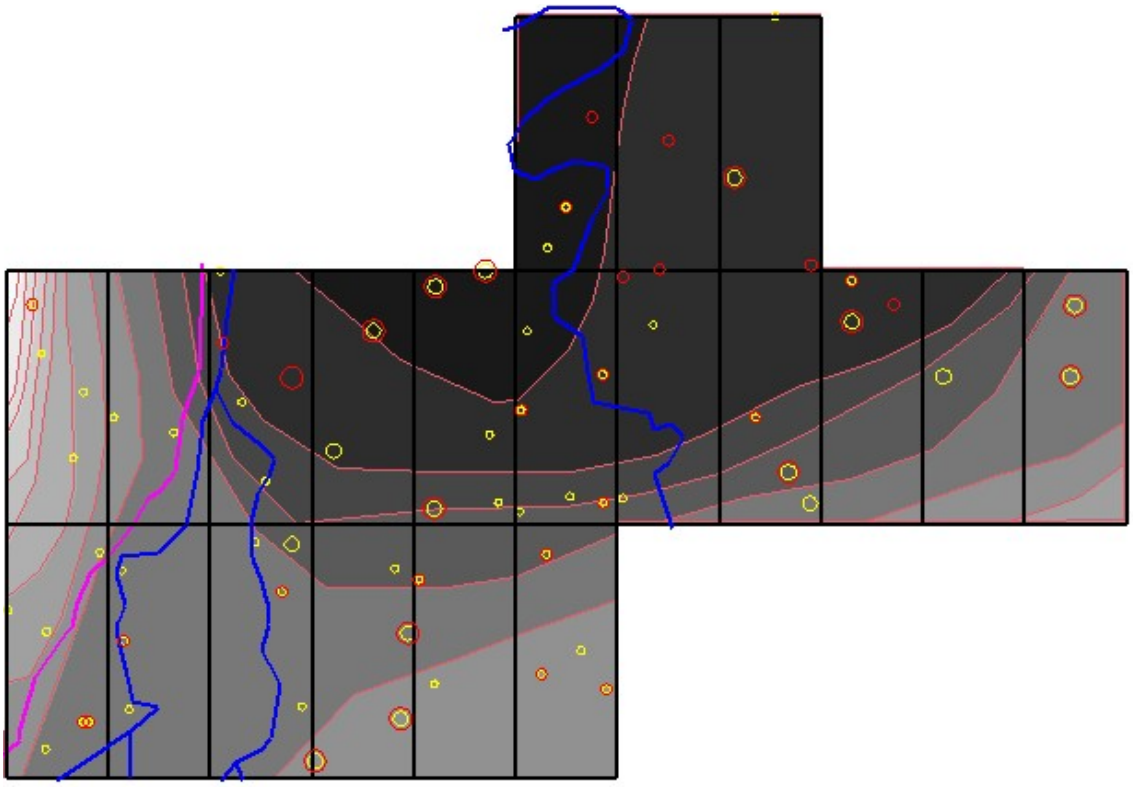
7.g. *Prunus sellowii*



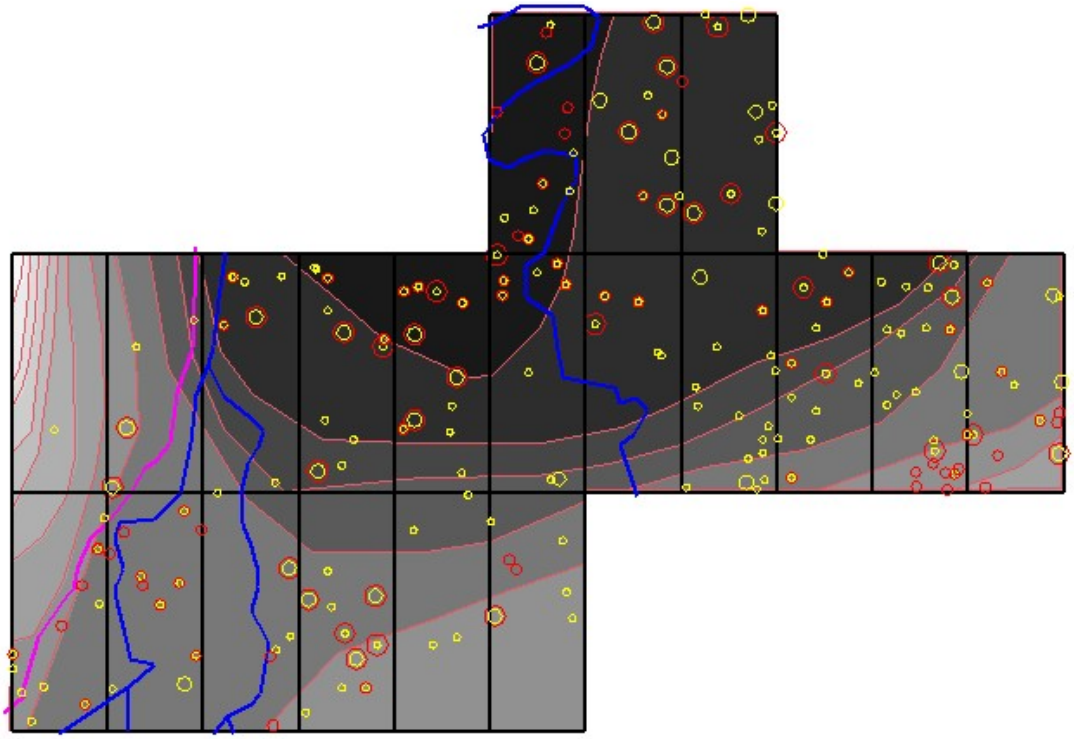
7.h. *Cinnamomum stenophyllum*



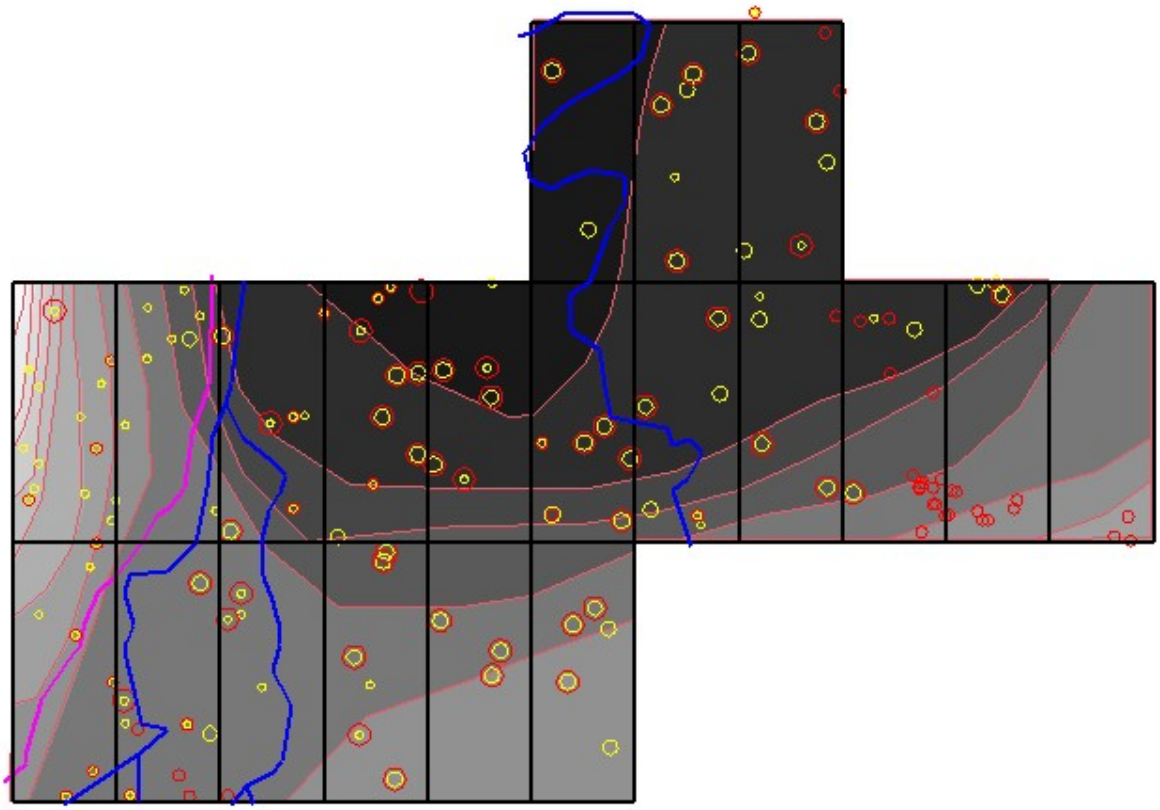
7.i. *Ocotea pulchella*



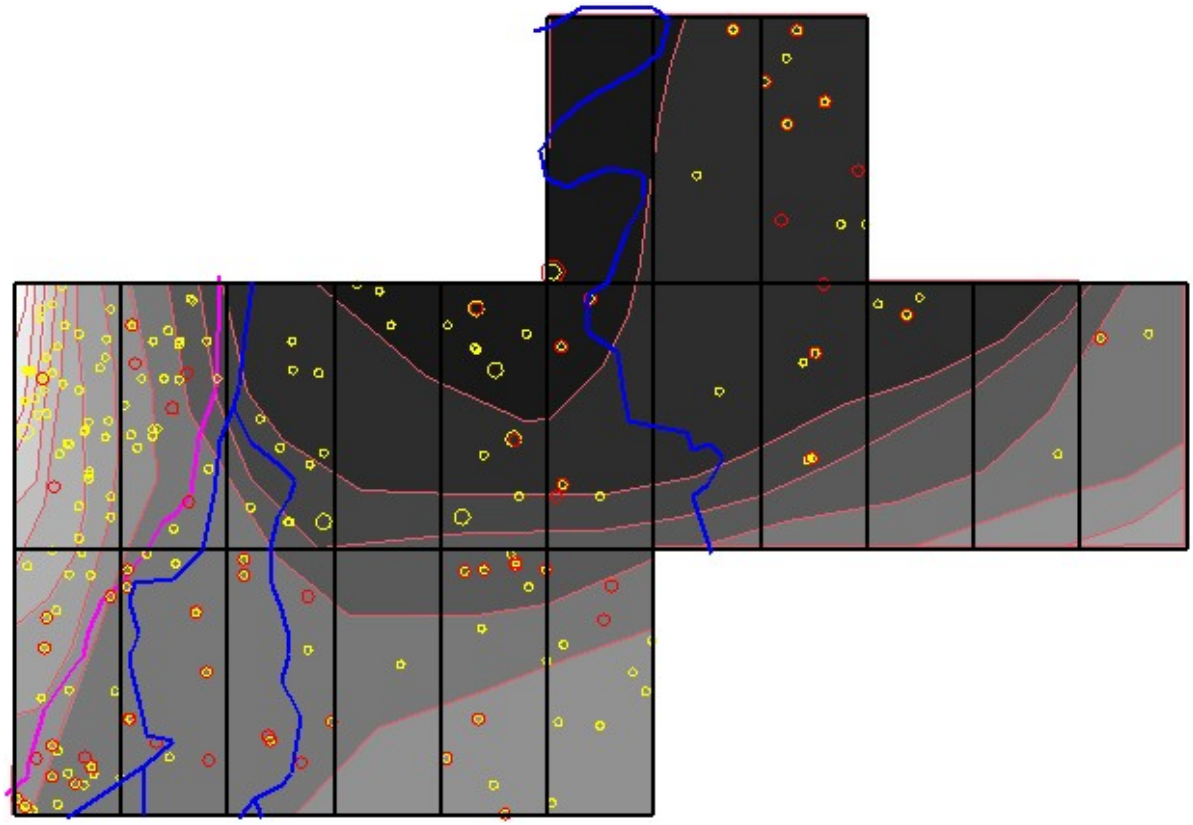
7.j. *Drymis brasiliensis*



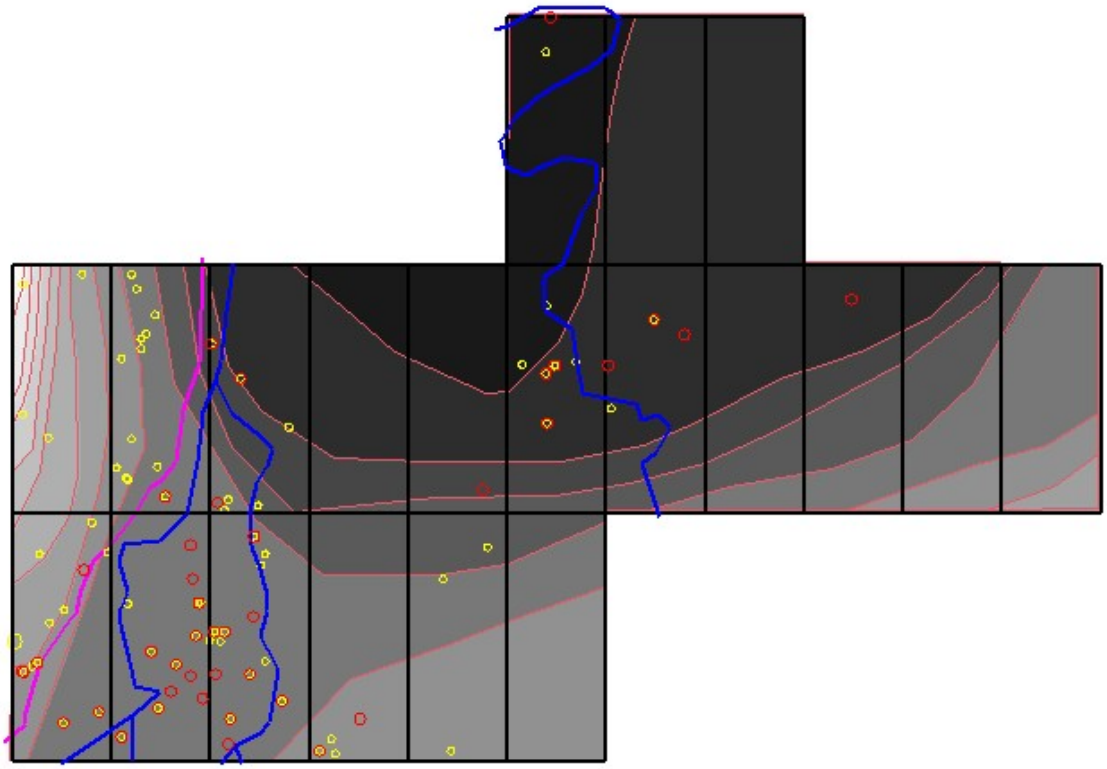
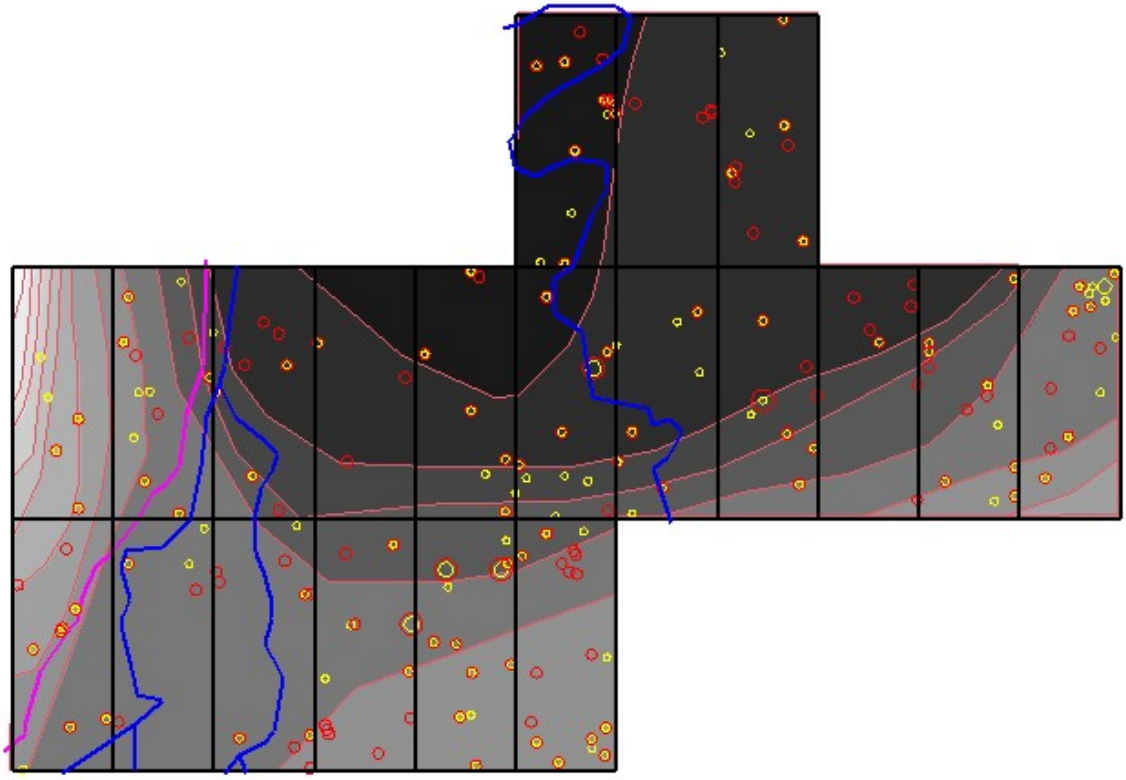
7.k. *Rapanea umbellata*



7.l. *Gomidesia sellowiana*



7.m. *Myrceugenia ovata*



7.n. *Siphoneugena reitzii*