

SHEILA MAFRA GHODDOSI

**DINÂMICA DO COMPONENTE ARBÓREO (1999-2004) DE UM
TRECHO DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM BLUMENAU, SC.**

Dissertação apresentada como requisito à obtenção do grau de Mestre ao Curso de Mestrado em Engenharia Ambiental, Centro de Ciências Tecnológicas, da Universidade Regional de Blumenau -FURB.

Orientador: Dra. Lúcia Sevegnani

Co-orientador: Dr. Alexandre Uhlmann

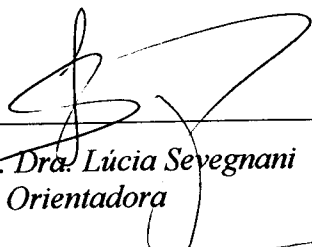
BLUMENAU
2005

***DINÂMICA DO COMPONENTE ARBÓREO
(1999-2004) DE UM TRECHO DE FLORESTA
OMBRÓFILA DENSA EM BLUMENAU/SC***


por

SHEILA MAFRA GHODDOSI


Dissertação aprovada como requisito para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental na Universidade Regional de Blumenau – FURB.



Profa. Dra. Lúcia Sevegnani
Orientadora

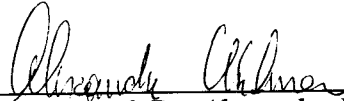


Prof. Dr. Alexandre Uhlmann
Co-Orientador

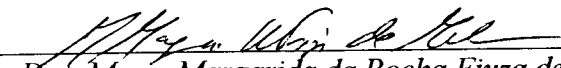


Prof. Dr. Adilson Pinheiro
Coordenador


Banca examinadora:




Prof. Dr. Alexandre Uhlmann
Presidente



Dra. Maria Margarida da Rocha Fiuza de Melo
Examinadora Externa (USP/SP)



Dr. Alexandre Christian Vibrans
Examinador



Dr. Lauri Amândio Schörn
Examinador

Blumenau, 29 de junho de 2005.

Aos meus pais, Benta e Sebastião
Mafra, pelo amor e dedicação. À meu
esposo Nader, pelo amor, carinho e
paciência.

AGRADECIMENTOS

Meus agradecimentos a todos que contribuíram para realização desse trabalho.

À orientadora Lúcia Sevegnani pelo incentivo e apoio ao longo da elaboração da dissertação, e por ter despertado em mim a paixão pelas florestas.

Ao co-orientador Alexandre Uhlmann pelo apoio e dedicação na leitura da dissertação, bem como pela lucidez na hora certa .

Ao Dr. Geraldo Moretto pelo auxílio na análise estatística.

Ao Dr. Sidney Stürmer pela revisão gramatical do abstract.

À amiga Marcela Braga Godoy pelo apoio nas horas de dificuldade.

À amiga Francieli Stano pelo auxílio na coleta de dados em campo.

À FURB (Universidade Regional de Blumenau) pelo apoio institucional.

Ao Capes pelo concessão da bolsa.

Ao Parque Natural São Francisco de Assis pela cessão da área de estudo.

A todos aqueles que de forma direta ou indireta contribuíram para que esse trabalho fosse iniciado e finalizado.

RESUMO

A dinâmica das florestas tropicais tem sido alvo de pesquisas científicas que buscam identificar as taxas de crescimento, recrutamento e mortalidade, bem como, as mudanças na estrutura das comunidades. O presente trabalho partiu das seguintes perguntas de pesquisa: a riqueza e a estrutura varia ao longo do tempo? Como ocorre a dinâmica da comunidade? Qual a interferência das mudanças populacionais na estrutura da comunidade. O estudo foi realizado no Parque Natural Municipal São Francisco de Assis (aproximadamente 26°55'S e 49°05'W, 35 a 135m de altitude), Blumenau, SC. O primeiro levantamento (1999) foi realizado em 40 parcelas de 10m x 25m (totalizando 1 hectare). Os indivíduos com DAP \geq 4,8cm foram medidos e identificados, exceto xaxins. O segundo levantamento (2004) foi realizado na mesma área e os indivíduos arbóreos que foram mensurados no primeiro levantamento foram localizados e tiveram seus troncos mensurados. Os indivíduos que obtiveram DAP \geq 4,8cm foram medidos e identificados. A partir dos dados de campo, foram calculadas: densidade (absoluta e relativa), dominância (absoluta e relativa), frequência (absoluta e relativa), o índice de valor de importância, o índice de diversidade de Shannon, o índice de equidade, o índice de espécies raras, a taxa de crescimento, recrutamento e mortalidade. No total foram amostrados 1.689 indivíduos no ano de 1999, pertencentes à 111 espécies e 39 famílias. Em 2004 foram 1.695 indivíduos, pertencentes à 106 espécies e 39 famílias. O valor do índice de diversidade de Shannon calculado em 1999 (2,87 nats.ind.⁻¹) não diferiu significativamente do calculado em 2004 (2,77 nats.ind.⁻¹) (t=0,847, d.f.= 338, p>0,01). Os valores do índice de equidade foram similares nos dois períodos (0,608 em 1999 e 0,594 em 2004). Muitas espécies foram amostradas nos dois levantamentos, exceto por *Alchornea glandulosa*, *Eugenia catharinensis*, *Inga luschnathiana*, *Inga sessilis*, *Machaerium stipitatum* e *Miconia eichleri*, que não ocorreram em 2004. Uma nova espécie foi registrada no ano de 2004 *Calyptranthes eugeniopsoides*. O aumento na densidade de 0,5% não foi significativo (t=0,34, p> 0,01), porém, a redução na área basal de 1,5 m².ha⁻¹ foi significativa ($\chi^2=0,61$, p<0,01). A distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro mostrou um padrão de J-reverso. A taxa de crescimento para a comunidade foi de 5,17cm. A taxa anual de mortalidade e de recrutamento, respectivamente, foi de 1,344 %.ano⁻¹ e de 1,35%.ano⁻¹. A alteração mais expressivas na comunidade foi a diminuição significativa na área basal que está relacionada à alta mortalidade. A taxa finita de crescimento natural da comunidade foi de 1,0007.

Palavras- chaves: dinâmica de comunidade, taxa de crescimento, taxa de recrutamento, taxa de mortalidade, floresta ombrófila densa, estrutura.

ABSTRACT

The dynamics of tropical forest have been the subject of scientific research aiming to establish patterns of growth, recruitment and mortality rates, as well as, changes structure. Knowledge of compositional dynamics can help forest management. The main questions addressed in this study are: Do structural variable in the time? How is dynamic in the community? The present work has been carried out in the primary tropical forest of the Parque Natural Municipal São Francisco de Assis (about 26° 55' S and 49° 05' W, 35 to 135 m high), Blumenau, Santa Catarina. The first inventory used 40 parcels of 10 m x 25 m (1 ha). The diameter of individuals with BHD (breast high diameter) $\geq 4,8$ cm was measured at a height of 1.3 m and plant material was collected to identification. The second inventory was carried in the same area of the first inventory. Field data were used to estimate: frequency, density, absolute dominance, importance value, Shannon's diversity index, evenness, rare species, growth, mortality and recruitment rates. The tree was separate by size classes in the first inventory. The composition floristic, in the first inventory, 1689 trees of 111 species and 39 families was sampled. In the second inventory, 1695 trees of 106 species and 39 families. The values of the diversity index (2,87 nats.indivíduo⁻¹ in the 1999 and 2,77 nats.indivíduo⁻¹ in the 2004) and evenness (0,608 in the 1999 and 0,594 in the 2004) did not differ significantly during the studied period. Most species were found in both inventories, except for *Alchornea glandulosa*, *Eugenia catharinensis*, *Inga luschnathiana*, *Inga sessilis*, *Machaerium stipitatum* e *Miconia eichleri* that dwose not detected in 2004. One new species was registered, *Calyptranthes eugeniopsoides*. There was a reduction of 1,5 m².ha⁻¹ in and increasing 0,5% in the tree density. The alteration in basal area differed significantly during the studied period ($\chi^2=0,61$, $p<0,01$), however, the tree density did not differ (t test, $p> 0,01$). The diameter distribution showed a reversed J shape. The structure of a tropical forest during a period of 5 years (1999-2004) was constant density, but there was alteration in the basal area. The growth rate for the community was 5,17cm. The mortality and recruitment rates, respectively, in the community for the period 1999-2004 was 1,344 %.ano⁻¹ and 1,35%.ano⁻¹. The changes more expressive was reduction in the basal area, this change for reason high mortality of same species. The finite rate of natural growth (λ) was 1,0007.

Key-words: community dynamics, growth rates, mortality rates, recruitment rates, tropical forest.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Localização do Parque Natural Municipal São Francisco de Assis (aproximadamente 26° 55' S e 49° 05' W; 35 a 135 m de altitude) no município de Blumenau, em Santa Catarina e no Brasil. 29
- Figura 2. Localização do Parque Natural Municipal São Francisco de Assis (aproximadamente 26° 55' S e 49° 05' W; 35 a 135 m de altitude), Blumenau, SC. 29
- Figura 3: Diagramas climáticos de 1998 a 2004, segundo dados mensais médios de precipitação (mm) e temperatura (°C) obtidos junto à Estação Meteorológica da FURB, localizada a 34m de altitude, Blumenau, SC. Fonte: Centro de Operação do Sistema de Alerta da Bacia Hidrográfica do Rio Itajaí, Instituto de Pesquisas Ambientais, Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, SC..... 34
- Figura 4- Croqui do Parque Natural Municipal São Francisco de Assis (aproximadamente 26°55'S e 49°05'W; 35 a 135m de altitude), Blumenau, SC. () área amostrada. 43
- Figura 5: Curva esperada de espécies ($y = -30,076 + 10,374 \ln(x)$) e curva observada no levantamento de 1999 e de 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. 53
- Figura 6: Distribuição dos indivíduos e da área basal segregados em classes de diâmetros em 1999 e 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. 54
- Figura 7: Distribuição das espécies e dos indivíduos em 1999 e 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC..... 56
- Figura 8: Análise de regressão entre a densidade das espécies raras, ocasionais e abundantes em 1999 e 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (ER= espécies raras, EO= espécies ocasionais, EA= espécies abundantes). 58
- Figura 9: Análise de regressão entre a área basal (AB) das espécies raras, ocasionais e abundantes em 1999 e 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (ER= espécies raras, EO= espécies ocasionais, EA= espécies abundantes). 59

- Figura 10: Diferenças entre os diâmetros a 1,30 m do solo (DAP 2004 - DAP 1999) das espécies com 30 ou mais indivíduos (ANOVA, post-hoc Tukey-Kramer, $p < 0,01$). Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (AC= *Aparisthmium cordatum* Ee= *Euterpe edulis* PG= *Pourouma guianensis* Rr= *Rudgea recurva* SG= *Sloanea guianensis* Vb= *Virola bicuhyba* Bl= *Brosimum lactescens*)..... 104
- Figura 11: Análise de regressão entre taxa de crescimento em diâmetro absoluto (Tca) e a densidade de indivíduos por parcela em 2004 ($r^2 = 0,019$, $p > 0,01$; $y = 37,326 + 17,006x$). Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. 106
- Figura 12: Análise de regressão entre a área basal (AB) dos indivíduos mortos (2004-1999) e taxa de crescimento em diâmetro absoluto (Tca) por unidade amostral ($r^2 = 0,061$, $p > 0,01$; $y = 0,124 - 0,143x$). Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. 107
- Figura 13: Análise de regressão entre a área basal (AB) dos indivíduos mortos (2004-1999) e taxa de crescimento absoluto (Tca) de *Euterpe edulis* por unidade amostral ($r^2 = 0,14$, $p < 0,01$; $y = 0,111 + 0,204x$). Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. 107
- Figura 14: Distribuição da freqüência dos indivíduos vivos da comunidade em 1999 e dos indivíduos mortos (1999 a 2004), segregados em classes de diâmetro e a curva da taxa de mortalidade. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. 112
- Figura 15: Distribuição da freqüência dos indivíduos vivos da comunidade em 1999 e dos indivíduos recrutados (1999 a 2004), segregados em classes de diâmetro e a curva da taxa de recrutamento. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. 113
- Figura 16: Análise de regressão entre taxa de mortalidade e a taxa de recrutamento por unidade amostral ($r^2 = 0,0614$, $p > 0,01$; $y = 1,0944623 + 0,2303145x$). Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC..... 114
- Figura 17: Diferenças entre a área basal dos indivíduos mortos e recrutados no período de 1999 e 2004 (ANOVA, post-hoc Tukey-Kramer, $p < 0,01$). Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC..... 114

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1: Listagem florística das espécies arbóreo-arbustivos amostradas em 2004 e o número de indivíduos por espécie em 1999 e 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. As espécies estão distribuídas em ordem alfabética das famílias botânicas. (N= número de indivíduos). 50
- Tabela 2: Síntese da estrutura, obtidos em 1999 e 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (N = número de indivíduos; Nfa = número de famílias; Nsp = número de espécies; AB = área basal total da comunidade ($m^2 \cdot ha^{-1}$)). 55
- Tabela 3: Variação da densidade e da área basal entre 1999 e 2004 das espécies com 10 ou mais indivíduos em 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (D= densidade ($ind \cdot ha^{-1}$). AB= área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)). 60
- Tabela 4: Espécies arbóreas amostradas em 1999 e 2004 em ordem crescente da densidade em 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (DA= densidade absoluta ($ind \cdot ha^{-1}$) ; DoA= dominância absoluta ($m^2 \cdot ha^{-1}$); DoR= dominância relativa (%); FR= frequência relativa (%) e IVI= índice do valor de importância). 61
- Tabela 5: Alteração do Índice do Valor de Importância (IVI) das espécies abundantes em 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. 64
- Tabela 6- Variações nos valores da densidade ($ind \cdot ha^{-1}$) das espécies amostradas em 1968 (VELOSO; KLEIN, 1968), 1999 (SEVEGNANI, 2003) e do presente trabalho. 70
- Tabela 7: Valores de diversidade de Shannon (H') e de Equidade (J) obtidos nesta e em outras comunidades de floresta ombrófila densa. (DAP= Diâmetro à Altura do Peito. 01= primeiro levantamento. 02= segundo levantamento). 73
- Tabela 8: Taxas de crescimento em diâmetro absoluto e média anual das espécies com 10 ou mais indivíduos. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (T_{ca} = taxa de crescimento em diâmetro absoluto (cm). T_{mca} = taxa média anual de crescimento em diâmetro absoluto ($cm \cdot ano^{-1}$)). 103
- Tabela 9: Distribuição da frequência de tipos de crescimento dentre as espécies abundantes (≥ 10 indivíduos) no ano de 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. 105

- Tabela 10: Crescimento médio em diâmetro no período de 1999 a 2004, da comunidade segregada em classes de diâmetro. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (D= densidade (ind.ha^{-1}) em 2004. $T_{mca}D$ = taxa média anual de crescimento em diâmetro absoluto. $T_{ca}D$ = taxa de crescimento em diâmetro absoluto. \pm = desvio padrão)..... 108
- Tabela 11: Espécies que tiveram indivíduos mortos ou recrutados no período de 1999 a 2004, e a diferença da área basal e da densidade. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (D= densidade (ind.ha^{-1}). AB= área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$). N= número de indivíduos). 110
- Tabela 12: Valores de lambda das espécies abundantes e o coeficiente de determinação (r) da correlação entre a densidade de 1999 e 2004 das espécies. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC..... 116

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	12
CAPÍTULO 1.....	13
1 INTRODUÇÃO GERAL	13
REFERÊNCIAS.....	22
CAPÍTULO 2 ÁREA DE ESTUDO.....	27
2 CARACTERIZAÇÃO GERAL DO PARQUE NATURAL MUNICIPAL SÃO FRANCISCO DE ASSIS.....	27
2.1 GEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA	30
2.2 SOLO	31
2.3 CLIMA	31
2.4 VEGETAÇÃO.....	35
REFERÊNCIAS	36
CAPÍTULO 3 VARIAÇÕES NA FLORÍSTICA E NA ESTRUTURA DO COMPONENTE ARBÓREO DE UM TRECHO DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM BLUMENAU, SC....	37
3.1 INTRODUÇÃO.....	37
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	41
3.2.1 <i>Área de Estudo</i>	41
3.2.2 <i>Levantamento dos dados em campo</i>	41
3.2.3 <i>Tratamento e análise dos dados</i>	43
3.2.3.1 <i>Curva espécie x área</i>	46
3.2.3.2 <i>Classes de Diâmetro</i>	47
3.3 RESULTADOS.....	49
3.3.1 <i>Variações na riqueza</i>	49
3.3.2 <i>Variações na distribuição diamétrica</i>	54
3.3.3 <i>Variações estruturais</i>	55
3.4 DISCUSSÃO.....	66
3.4.1 <i>Variação na riqueza</i>	66
3.4.2 <i>Variações na distribuição diamétrica</i>	71
3.4.3 <i>Variações estruturais</i>	72
REFERÊNCIAS	79
CAPÍTULO 4 CRESCIMENTO, RECRUTAMENTO E MORTALIDADE DO COMPONENTE LENHOSO DE EM UM TRECHO DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM BLUMENAU, SC	84
4.1 INTRODUÇÃO.....	84
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	93
4.2.1 <i>Área de Estudo</i>	93
4.2.2 <i>Levantamento dos dados em campo</i>	93
4.2.3 <i>Tratamento e análise dos dados</i>	94
4.2.3.1 <i>Crecimento</i>	94

4.2.3.2 Recrutamento e Mortalidade	97
4.2.3.3 Relação entre a taxa de mortalidade e recrutamento.....	99
4.2.3.4 Classes de Diâmetro	99
4.2.3.5 Lambda (λ).....	100
4.3 RESULTADOS	102
4.3.1 Crescimento em diâmetro.....	102
4.3.2 Recrutamento e mortalidade	109
4.3.3 Relação entre o recrutamento e a mortalidade	113
4.3.4 Lambda.....	115
4.4 DISCUSSÃO.....	117
4.4.1 Crescimento em diâmetro.....	117
4.4.2 Mortalidade.....	121
4.4.3 Recrutamento.....	125
4.4.4 Relação entre Mortalidade e Recrutamento.....	127
4.4.5 Lambda.....	129
REFERÊNCIAS	131
CAPÍTULO 5.....	137
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	137

APRESENTAÇÃO

A dissertação é apresentada em cinco capítulos. No primeiro capítulo são abordados conceitos e as justificativas que embasam o tema da dissertação, os objetivos, bem como as perguntas de pesquisa. No segundo é feita a descrição da área de estudo. O terceiro analisa as variações na riqueza e na estrutura da comunidade e das populações abundantes (com 10 ou mais indivíduos). O quarto aborda as taxas de crescimento, recrutamento e mortalidade da comunidade e das espécies abundantes. No quinto são feitas as considerações finais da pesquisa.

CAPÍTULO 1

“A diversidade de formas de vida, é em número tão grande que ainda temos que identificar a maioria delas, sendo esta a maior maravilha do planeta.”

(WILSON, 1997)

1 INTRODUÇÃO GERAL

A diversidade de espécies, conforme Magurran (1988), pode ser medida pelo número de espécies, pela descrição da distribuição da abundância relativa das mesmas, ou por uma combinação desses dois componentes. Entretanto, alguns autores (CHAPIN et al., 2000; PRIMACK; RODRIGUES, 2001; NAEEM, 2002) reconhecem que a diversidade refere-se quase sempre ao número de espécies, mas deve-se considerar também, as variações genéticas que ocorrem dentro das populações e as variações entre as comunidades biológicas. Hamilton (1999) contribui com esta afirmação ao relatar

que, a diversidade pode influenciar na plasticidade e resistência dos organismos em relação às mudanças ambientais que ocorrem nas comunidades.

As variações que ocorrem nos ambientes florestais refletem de modo direto no incremento do número de espécies ao longo do tempo (SCHLUTER; RICKLEFS, 1993). O número de espécies nas comunidades biológicas ao longo do tempo tem se mantido aproximadamente estabilizado ou no máximo em um ritmo de crescimento vagaroso, embora pontuado por breves períodos de extinção acelerada a cada poucas dezenas de milhões de anos (WILSON, 1997). Diante destas afirmações observa-se que o incremento na diversidade pode estar correlacionado positivamente com os gradientes ambientais (BARBOUR et al., 1987).

Inserido neste contexto, percebe-se que as diferentes formas de vida estão distribuídas no espaço e no tempo de modo desigual em função das variações ambientais (GASTON, 2000; TILMAN, 2000; FELFILI; FELFILI, 2001; NUNES et al., 2003). As espécies podem ser consideradas, portanto, como um produto da biogeografia e do contexto evolucionário, bem como, da história do ambiente no qual as espécies estão inseridas (SCHLUTER; RICKLEFS, 1993; SHEIL, 1996). As características ambientais que podem influenciar na diversidade, de tal modo que, o número de espécies seja variável em diferentes comunidade amostradas, podem estar atreladas as diferentes fases de regeneração (NUNES et al., 2003), aos diferentes tipos de solo (BOTREL et al., 2002), ou ainda podem estar vinculadas às diferenças climáticas (RODERJAN, 1994; RICHARDS, 1998; CONDIT et al., 2004; FRANÇA; STEHMANN, 2004; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004). Muitas dessas relações têm sugerido mecanismos que regulam a diversidade biológica. Portanto, a diversidade pode ser influenciada por processos locais ou por processos regionais, todos operando em

uma escala temporal específica (SCHLUTER; RICKLEFS, 1993; CHAPIN et al., 2002; STEEGE; ZAGT, 2002).

Alguns autores (LÜTGE, 1997; RICHARDS, 1998; OSBORNE, 2000) salientam que a dinâmica das características ambientais fez com que as espécies evoluíssem com o passar dos tempos e formassem estruturas complexas, principalmente se tratando das florestas tropicais, as quais são mencionadas pela alta diversidade. Whitmore (1990) corrobora essa observação ao relatar que, das 250.000 espécies de fanerógamas já catalogadas no mundo, cerca de dois terços (170.000) ocorrem nas florestas tropicais. Joly (1993) destaca ainda que, das 200.000 espécies de Angiospermas conhecidas, aproximadamente 30% estão em território brasileiro, destacando-se como o país que abriga a maior diversidade vegetal.

Conforme as afirmações expostas acima, observa-se que as florestas tropicais suportam a mais exuberante e complexa diversidade (WHITMORE, 1990; LÜTGE, 1997; HAMILTON, 1999; LAURANCE et al., 2004), sendo que, a manutenção dessa é devido às condições ambientais diferenciadas encontradas no ambiente tropical (CONNELL et al., 1984; RICHARDS, 1998; HAMILTON, 1999; LAURANCE et al., 2004). Em função da complexidade das florestas tropicais, Lugo (1997) acredita que estimar a diversidade das espécies no bioma tropical está provavelmente além da capacidade do esforço científico atual.

Deste modo, estimar a diversidade em ambientes florestais tropicais torna-se algo de extrema importância, visto que, com isso haverá informações sobre as espécies que estão presentes neste ambiente e como elas se distribuem. Entretanto, as diferenças no método amostral podem inserir tendências estatísticas e ecológicas acerca de

comparações da diversidade entre diferentes localidades (SCHLUTER; RICKLEFS, 1993). Quanto maior a área amostral mais indivíduos são incluídos e a probabilidade de levantar espécies raras incrementa (MAGURRAN, 1988; SCHLUTER; RICKLEFS, 1993). Deste modo, a diversidade deve ser entendida como a abundância relativa das espécies e sua variação espacial (MAGURRAN, 1988; RICKLEFS, 2003).

Magurran (1988), Schluter; Ricklefs (1993) e Ricklefs (2003) salientam que, os índices baseados na abundância das espécies proporcionam uma alternativa para mensurar a diversidade. Estes índices levam em consideração que a diversidade em um sistema natural pode ser mensurada, tal como, uma informação contida em um código ou mensagem (MAGURRAN, 1988).

O índice de diversidade mais utilizado é o índice de Shannon (H') (GOMES, 1998; MELO, 2000; FRANÇA; STEHMANN, 2004; MELO, 2004; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004). Este índice assume que os indivíduos são amostrados ao acaso, a partir de uma população infinitamente grande e que todas as espécies estão representadas na amostra (MAGURRAN, 1988). Esse índice atribui maior valor às espécies raras, e apesar disto, é um dos melhores índices usados em comparações, caso não haja interesse em separar abundância de raridade (MELO, 2004).

Há que se considerar, no entanto, o tamanho da amostra para estimar a diversidade, com isso, estará sendo avaliado uma amostra de uma determinada comunidade florestal. O termo comunidade tem freqüentemente designado um conjunto de plantas que ocorrem numa determinada área e dominada por uma ou mais espécies proeminentes (PALMER et al., 1997; RICKLEFS, 2003). Entretanto, considerando-se a história dos estudos referentes às comunidades florestais, torna-se necessário reportar-se

a dois ecólogos que no início deste século desenvolveram suas idéias a respeito da comunidade vegetal.

Clements (1936) comparou a comunidade vegetal, como um superorganismo, inseparável conectado com seu ambiente, sendo seu funcionamento e organização somente apreciado quando considerado como uma entidade completa. Clements desenvolveu seus conceitos baseados em um estágio final e previsível, ou seja, o clímax. Conforme este conceito, o clímax seria o resultado final de uma série de eventos característicos da sucessão ecológica que culminariam a um estágio mais complexo, entretanto, mais estável. Esta estabilidade estaria atrelada as condições climáticas da área. Clements considerava que os estádios que antecederiam o clímax seriam como um embrião do superorganismo. Deste modo, Clements considerava a comunidade vegetal como uma unidade discreta com fronteiras definidas e uma organização singular.

Gleason (1926) tinha um ponto de vista oposto em relação à organização comunitária defendida por Clements. Gleason apresentou uma discussão centralizada nos indivíduos que compõem as comunidades, e não na comunidade como um conjunto. A comunidade para Gleason seria meramente uma associação fortuita de espécies cujas adaptações e requisitos as capacitariam a viver juntas sob as condições ambientais de um determinado lugar. Gleason desvinculou a idéia de um clímax único e previsível, desenvolvendo seu conceito de comunidade baseado na aleatoriedade (COOK, 1996). Essa aleatoriedade seria a responsável pelas diferenças estruturais encontradas nas comunidades florestais (CRAWLEY, 1997).

Conforme o conceito de comunidade com fronteiras definidas, defendidas por Clements, foi perdendo a sustentação, os ecólogos se tornaram mais interessados num

conceito aberto de organização comunitária, denominado conceito de “continuum” (BEGON et al., 1990; CRAWLEY, 1997; RICKLEFS, 2003). Este conceito considerava que dentro dos ambientes florestais as populações de plantas substituem-se umas às outras ao longo de gradientes de condições físicas (LORTIE et al., 2004). Essa substituição ocorre ao longo de uma escala espacial e temporal (ERIKSSON, 2000). Whittaker (1967) deu corpo à teoria do “continuum”, entretanto, não ofereceu com seu método base experimental que pudesse evidenciar, em sua plenitude os processos que levam à organização comunitária.

Diante da discussão apresentada percebe-se que a comunidade florestal apresenta inúmeros indivíduos que se distribuem ao longo de gradientes ambientais, sendo estes os responsáveis pelo incremento na diversidade da comunidade. Porém, para avaliar as mudanças que ocorrem na comunidade ao longo do tempo são necessários estudos de longa duração, visto que as florestas tropicais são dinâmicas e as mudanças ocorrem continuamente nos indivíduos e conseqüentemente nas comunidades (FELFILI, 1995). Alguns trabalhos destacam o papel que os estudos de longa duração exercem sobre a avaliação adequada das alterações que ocorrem na comunidade (WHITMORE, 1989; BAKKER et al., 1996; PHILLIPS, 1996; ROLIM, 1997; GOMES, 1998; MELO, 2000; REES et al., 2001; MELO, 2004).

Informações consistentes sobre as mudanças, ou seja, sobre a dinâmica das florestas tropicais, obtidas a partir de estudos de longo prazo realizados com parcelas permanentes, podem permitir condições de discernimento sobre os fatores que afetam a estrutura da área estudada, a diversidade e as taxa de crescimento dos indivíduos (LANG; KNIGHT, 1983; PRIMACK; HALL, 1992). Os estudos de longa duração, quando comparados com outros trabalhos, podem auxiliar de maneira efetiva na síntese

de questões e na formulação de hipóteses de ecologia evolutiva, ecologia de populações, bem como, na ecologia dos ecossistemas (REES et al., 2001).

Ainda merece ser ressaltado que, os estudos de longa duração realizados em parcelas permanentes podem auxiliar de maneira eficaz na implementação dos planos de manejo florestal (SCOLFORO et al., 1998). Todavia, observa-se que para a implantação de planos de manejo florestal faltam pesquisas sobre a regeneração, as taxas de crescimento, recrutamento e mortalidade das espécies, bem como a forma de efetuar a exploração e a remoção das árvores na comunidade florestal (PULZ, 1998; GARRIDO-FILHA, 2002).

Torna-se urgente avaliar a diversidade biológica contida nas florestas tropicais, bem como compreender a organização espacial e as mudanças que ocorrem na estrutura da comunidade florestal ao longo do tempo, o que permitirá traçar práticas de manejo vistas à conservação de sua diversidade a longo prazo. Condit (1995) relata que, estudos de dinâmica florestal são peças centrais para pesquisas multidisciplinares, assim como, as parcelas em florestas nativas poderão eventualmente servir como amostra controle para outras implantadas em florestas manejadas .

Estudos baseados em parcelas permanentes que analisam o desenvolvimento da espécies florestais quanto aos principais atributos da dinâmica (crescimento, recrutamento e mortalidade) são raros e recentes no Brasil. Os que se destacam são os estudos realizados em floresta atlântica, Linhares, ES (ROLIM, 1997); floresta atlântica altomontana, São Paulo, SP (GOMES, 1998); florestas exploradas na Amazônia (LEAL-FILHO, 2000); floresta atlântica na Ilha do Cardoso, São Paulo, SP (MELO, 2000); floresta decídua, Perdizes, MG (WERNECK et al., 2000); floresta semidecídua

às margens do rio Capivari, Lavras, MG (SOUZA et al., 2003) e dinâmica de duas florestas no nordeste do Pará (MELO, 2004).

No entanto, nas florestas tropicais do mundo há inúmeros trabalhos de dinâmica de comunidades abrangendo várias décadas de estudos em parcelas permanentes, dentre estes destacam-se os estudos realizados em florestas em Porto Rico (CROW, 1980); florestas na Costa Rica (LIEBERMAN et al., 1985; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; CLARK; CLARK, 1996; FINEGAN et al., 1999); florestas na Malásia (MANOKARAN; KOCHUMMEN, 1987); florestas na Venezuela (CAREY et al., 1994); florestas no Equador (JORGENSEN; HENRIKSEN, 1994); florestas exploradas na Venezuela (LAURANCE et al., 2004); florestas na Nicarágua (MARÍN et al., 2005).

Portanto, o conhecimento das taxas de crescimento, de recrutamento, de mortalidade, assim como a densidade dos indivíduos em uma comunidade pode permitir a melhor compreensão dos mecanismos que geram as modificações das populações em ambiente florestal. Para tanto, esses caracteres, quando considerados em conjunto, levam à compreensão dos mecanismos controladores da dinâmica de comunidades florestais e conduzem ao manejo racional das populações em concordância com o potencial de uso de cada espécie.

O presente estudo visa investigar a dinâmica de um trecho de floresta ombrófila densa. Desse modo, realizou-se durante o ano de 1999 um levantamento fitossociológico em 1 hectare subdividido em parcelas permanentes instaladas nesta formação florestal em Blumenau (SEVEGNANI, 2003). No ano de 2004, realizou-se o segundo levantamento nas mesmas parcelas, tendo como base os seguintes questionamentos: a estrutura variou ao longo do tempo? Quais são os padrões de

crescimento, mortalidade e recrutamento da comunidade? Qual a interferência das mudanças populacionais na estrutura da comunidade? Enfim, o trabalho têm como objetivos principais:

- verificar as variações na riqueza e na estrutura do componente arbóreo da comunidade florestal durante o intervalo de cinco anos;
- verificar as alterações nos padrões de dominância das espécies na comunidade;
- verificar o padrão de distribuição dos diâmetros da comunidade através de classes diamétricas;
- analisar como se processam as alterações na estrutura das espécies abundantes e da comunidade como consequência das taxas de crescimento, mortalidade e de recrutamento.

Formulou-se a seguinte hipótese:

- A composição florística e a estrutura de algumas espécies podem variar mais do que outras ao longo do intervalo médio de 5 anos no componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa.

REFERÊNCIAS

BAKKER, J. P.; et al. M. Why do we need permanent plots in the study of long term vegetation dynamics? **Journal of vegetation science**, 7:147-156. 1996.

BARBOUR, M. G.; BURK, J. H.; PITTS, W. D. **Terrestrial plant ecology**. 2nd edition. California: Cummings Publishing, 1987.

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecology: individuals, populations and communities**. 2nd edition .London: Blackwell, 1990.

BOTREL, R. T.; et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista brasileira de botânica**, 25:195-213. 2002.

CAREY, E. V.; et al. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. **Biotropica**, 26:255-265. 1994.

CHAPIN, F. S.; et al. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, 45:234-242. 2000.

CLARK, D. B.; CLARK, D. A. Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. **Forest ecology a management**, 80:235-244. 1996.

CLEMENTS, F. E. Nature and structure of the climax. **Journal of ecology**, 24:252-284. 1936.

CONDIT, R. Research in large, long-term tropical forest plots. **Trends in Ecology & Evolution**, 10: 18-22. 1995.

CONDIT, R. et al. Tropical forest dynamics across a rainfall gradient and the impact of the El Niño dry season. **Journal of tropical ecology**, 20:51-72. 2004.

COOK, J. Implications of modern successional theory for habitat typing: a review. **Forest science**, 42:67-75. 1996.

CONNELL, J. H.; TRACEY, J. G.; WEBB, L. J. Compensatory recruitment, growth and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. **Ecological monographs**, 54:141-164. 1984.

CRAWLEY, M. J. The structure of plant communities. In: CRAWLEY, M. J. (edit.). **Plant ecology**. 2nd ed. Oxford: Blackwell Science. p. 475-531. 1997.

CROW, T. R. A rainforest chronicle: a 30 year record of change in structure and composition at El Verde, Puerto Rico. **Biotropica**, 12:42-55. 1980.

ERIKSSON, O. Functional roles of remnant plant populations in communities and ecosystems. **Global Ecology & Biogeography**, 9:443-449. 2000.

FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama fallery forest in central Brazil over six-year period (1985-1991). **Journal of tropical ecology**, 11:67-83. 1995.

FELFILI, M. C.; FELFILI, J. M. Diversidade alfa e beta no cerrado sensu stricto da Chapada Pratinha, Brasil. **Acta botânica brasílica**, 15:243-254. 2001.

FINEGAN, B.; CAMACHO, M. ZAMORA, N. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and sylviculturally treated Costa Rica rain forest. **Forest ecology and management**, 121:159-176. 1999.

FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta altimontana no município de Cadanducaia, Minas Gerais, Brasil. **Revista brasileira de botânica**, 27:19-30. 2004.

GARRIDO-FILHA, I. Manejo florestal: questões econômico - financeiras e ambientais. **Estudos Avançados**, 16: 91-121. 2002.

GASTON, K. J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, 405:220-227. 2000.

GLEASON, H. A. The individualistic concept of plant association. **Bulletin of torrey botanical club**, 53:7-26. 1926.

GOMES, E. P. C. **Dinâmica do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP**. Tese (Doutorado em ciências na área de Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.

HAMILTON, M. B. Tropical tree gene flow and seed dispersal. **Nature**, 401:129-130. 1999.

JOLY, A. B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal**. 11 ed. São Paulo: Nacional, 1993.

JORGEN, K.; HENRIK, B. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of vegetation science**, 4:77-86. 1994.

LANG, G. E.; KNIGHT, D. H. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. **Ecology** 64: 1075-1080. 1983.

LAURANCE, W. F.; et al. Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. **Nature**, 428:171-175. 2004.

LEAL-FILHO, N. **Dinâmica inicial da regeneração natural de florestas exploradas na Amazônia brasileira.** Tese (Doutorado em ciências na área de Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

LIEBERMAN, D.; et al. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of ecology**, 73:915-924. 1985.

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

LORTIE, C. J. et al. Rethinking plant community theory. **Oikos**, 107:433-438. 2004.

LUGO, A. E. Estimativas de reduções na diversidade de espécies da floresta tropical. In: WILSON, E. O. (edit.). **Biodiversidade.** Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. p. 72-88.

LÜTGE, U. **Physiological ecology of tropical plants.** Berlin: Springer-Verlag, 1997.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement.** Princeton: Princeton University, 1988.

MARÍN, G. C.; et al. Stand dynamics and basal area change in a tropical dry forest reserve in Nicaragua. **Forest ecology and management**, 208:63-75. 2005.

MELO, M. M. da R. F. de. **Demografia de árvores em floresta pluvial tropical atlântica, Ilha do Cardoso, SP, Brasil.** Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

MELO, M. S. **Florística, fitossociologia e dinâmica de duas florestas secundárias antigas com histórias de uso diferentes no nordeste do Pará-Brasil.** Dissertação (Mestrado)- Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

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

NAEEM, S. Biodiversity equals instability?. **Nature**, 416-417. 2002.

NUNES, Y. R. F.; et al. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta botânica brasílica**, 17:213-229. 2003.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; et al. Variações estruturais do comportamento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista brasileira de botânica**, 27:291-309. 2004.

OSBORNE, P. L. **Tropical ecosystems and ecological concepts.** Cambridge: University of Cambridge, 2000.

PALMER, M. A.; AMBROSE, R. F.; POFF, N, L. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration ecology**, 5:291-300. 1997.

PHILLIPS, O. L. Long term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. **Environmental conservation**, 23:235-248. 1996.

PULZ, F, A. **Estudo da dinâmica e a modelagem da estrutura diamétrica de uma floresta semidecídua montana na Região de Lavras – MG**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1998.

PRIMACK, R. B.; HALL, P. Biodiversity and forest change in Malaysian Borneo. **Bioscience**, 42:829-837. 1992.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001.

REES, M.; et al. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science**, 293:650-655. 2001.

RICHARDS, P. W. **Tree tropical rain forest an ecological study**. Cambridge: Cambridge, 1998.

RICKLEFS, R. E. **Economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara, 2003.

RODERJAN, C. V. **O gradiente da floresta ombrófila densa no morro Anhangava, Quatro Barras, PR – aspectos climáticos, pedológicos e fitossociológicos**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1994.

ROLIM, S. G. **Dinâmica da floresta atlântica em Linhares (ES)-(1980-1995)**. Dissertação (Mestrado)- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

SCHLUTER, D.; RICKLEFS, R. E. Species diversity: an introduction to the problem. In: SCHLUTER, D.; RICKLEFS, R. E. (edit.). **Species diversity in ecological communities**. Londres: University of Chicago, 1993. p. 1-10.

SCOLFORO, J. R. S.; PULZ, F. A.; MELO de, J. M. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. In: SCOLFORO, J. R. S. **Manejo florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE. p. 189-246. 1998.

SEVEGNANI, L. **Dinâmica de população de *Virola bicuhyba* (Schott) Warb. (Myristicaceae) e Fitossociologia de Floresta Pluvial Atlântica, sob clima temperado, Blumenau, SC**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2003.

SHEIL, D. Species richness, tropical forest dynamics and sampling: questioning cause and effect. **Oikos**, 76:587-589. 1996.

STEEGE, H. T.; ZAGT, R. Density and diversity. **Nature**, 417:698:699. 2002.

SOUZA, S. J.; et al. Análise das variações florísticas e Estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras-MG. **Revista árvore**, 27:185-206. 2003.

TILMAN, D. Causes, consequences and ethics of biodiversity. **Nature**, 405:208-211. 2000.

WERNECK, M. de S.; FRANCESCHINELLI, E. V.; TAMEIRÃO-NETO, E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, 23:399-411. 2000.

WHITMORE, T. C. changes over twenty-one years in the Kolombangara rain forests. **Journal of Ecology**, 7:469-483. 1989.

WHITMORE, T.C. **An introduction to tropical rain forest**. Oxford: Clarendon Press, 1990.

WHITTAKER, R. H. Gradiente analysis of vegetation. **Biological review**, 49:207-264. 1967.

WILSON. E. O. A situação atual da diversidade biológica. In: WILSON, E. O.(edit.) **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. p. 3 – 26.

CAPÍTULO 2

ÁREA DE ESTUDO

2 CARACTERIZAÇÃO GERAL DO PARQUE NATURAL MUNICIPAL SÃO FRANCISCO DE ASSIS

O município de Blumenau situa-se na região Sul do Brasil, no nordeste do estado de Santa Catarina e na porção média do Vale, formado pela bacia hidrográfica do Rio Itajaí-açu (Figura 1).

O município possui área de 519,8 km² perpassada no sentido oeste-leste pelo rio Itajaí-açu, sendo 192 km² de área urbana e 327,8 km² de área rural (IPPUB, 2004). Apresenta 74% de cobertura florestal primária alterada ou secundária. A área urbana vem se desenvolvendo de maneira crescente, sendo que, atualmente, a principal

atividade econômica é a industrial, sendo responsável por 30% da mão de obra ativa do município (IPPUB, 2004).

Conforme o censo realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística no ano de 2000, a população no município era de 261.808 mil habitantes com um crescimento de 7,6% (IPPUB, 2004).

O Parque Natural Municipal São Francisco de Assis (aproximadamente 26°55'S e 49°05'W; 35 a 135m de altitude), localiza-se a menos de 300 metros do centro do município. Essa unidade de conservação foi criada em 3 de outubro de 1995 e possui área de 23 ha circundada por área de proteção ambiental (APA) de 43 ha (Figura 2). Esta área pertenceu à comunidade franciscana até tornar-se parque. Dentre os usos históricos que área do parque já teve destacam-se: a exploração seletiva de madeira, exploração de lenha, corte raso em alguns trechos e a construção de uma pequena represa para abastecimento (SEVEGNANI, 2003).

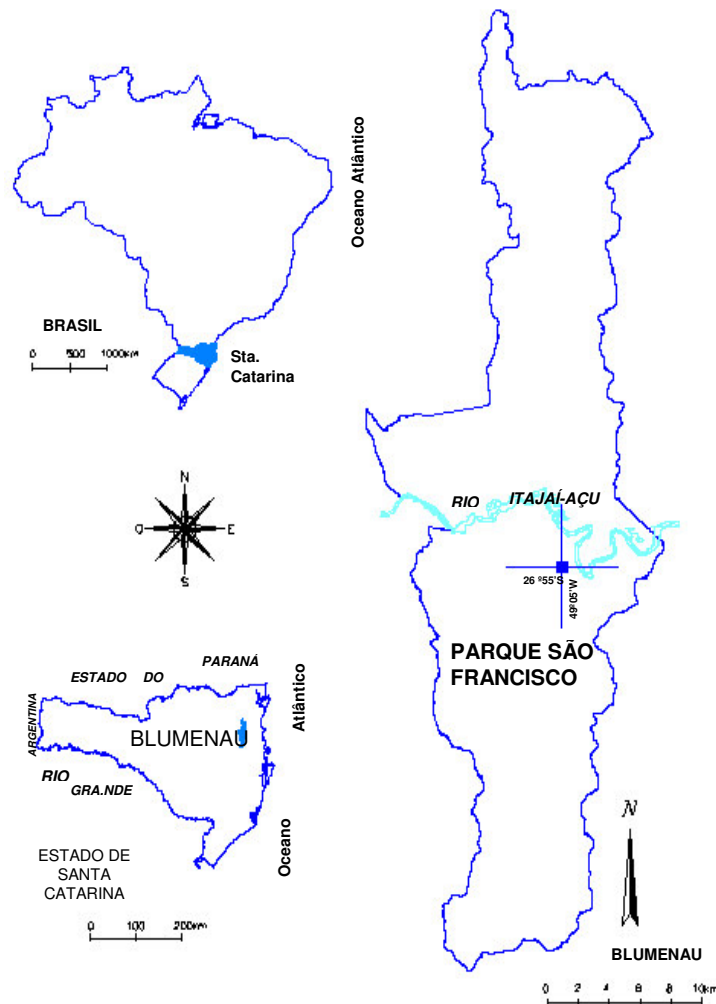


Figura 1: Localização do Parque Natural Municipal São Francisco de Assis (aproximadamente 26° 55' S e 49° 05' W; 35 a 135 m de altitude) no município de Blumenau, em Santa Catarina e no Brasil.

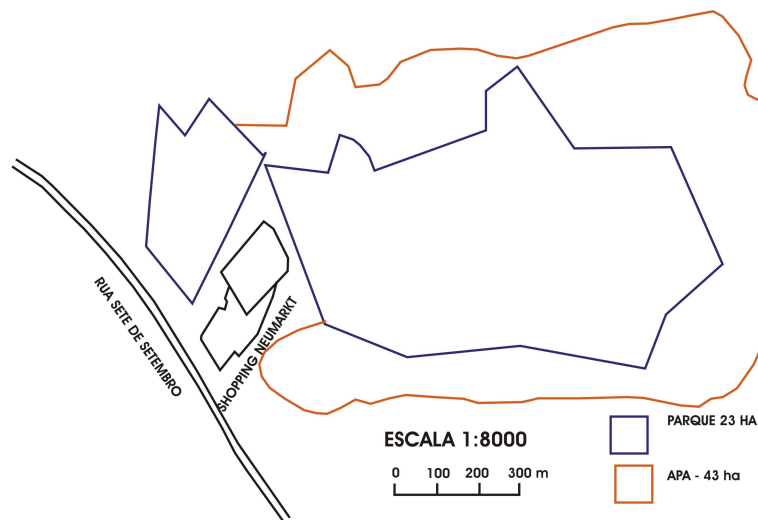


Figura 2: Área do Parque Natural Municipal São Francisco de Assis (aproximadamente 26° 55' S e 49° 05' W; 35 a 135 m de altitude), Blumenau, SC.

2.1 Geologia e Geomorfologia

O embasamento geológico do Parque São Francisco é formada por rochas do grupo Itajaí, com aproximadamente 530 a 570 milhões de anos (GAPLAN, 1986), o qual é constituído por associações vulcano-sedimentares, sub-horizontais e corpos isolados de vulcanitos félsicos e rochas piroclásticas (SILVA, 1987).

Do grupo Itajaí, estão representadas no parque rochas pertencentes à formação Gaspar e Campo Alegre. A formação Gaspar, com espessura estimada em 450m, é constituída por sedimentação clástica continental grossa, relacionada com regime fluvial, com fácies arenosas de granulação grossa, de coloração bordô. Os conglomerados são compostos por clastos arredondados até subarredondados de composição variada com predominância de quartzo e quartzito. O topo da seqüência é formado por sedimentos mais finos de coloração verde a cinza escuro, apresentando alternância rítmica de arenitos finos ou sílticos e argilitos (SILVA, 1987).

O Parque pertence à unidade geomorfológica da Serra do Itajaí, com orientação nordeste-sudoeste e com cotas altimétricas mais baixas em direção ao litoral. Os vales são profundos com encostas íngremes e sulcadas, separadas por cristas bem marcadas na paisagem. Há manto de material fino resultante da alteração da rocha, com espessura até de 20 m, que em períodos chuvosos pode escorregar das encostas, provocando os conhecidos movimentos de massa, com conseqüências catastróficas (GAPLAN, 1986).

2.2 Solo

O solo é do tipo argissolo vermelho-amarelo, com horizonte **B** textural, profundidade variável, desde forte a imperfeitamente drenados. A textura varia de arenosa a argilosa no horizonte **A** e de média a muito argilosa no horizonte **B** textural. Pode ser forte a moderadamente ácido, com saturação de bases alta ou baixa (EMBRAPA, 1999).

No local, análise de amostras do tomadas solo em 6 e 60 cm de profundidade diagnosticou a sua textura argilosa (34 e 38%), pH em água baixo de (3,9 e 4,0), fósforo baixo a limitante (2,4 a 0,4ppm), cálcio médio (0,1 e 0,1 cmolc/L), saturação de bases (1,71 e 1,73%) e alta troca de cátions (16,82 e 15,37 cmolc/L) (QUADROS, 2001).

2.3 Clima

A região caracteriza-se pelo predomínio do tipo climático Cfa identificado por clima temperado úmido de verão quente (temperatura média do mês mais frio está entre 18 e – 3°C (Mesotérmico), ausência de estação seca e a temperatura média do mês mais quente superior a 22 °C (KOEPPEN, 1948).

No município de Blumenau não há uma distinção das quatro estações, assim como sucede no planalto, mas as épocas quente e fria do ano, são bem caracterizadas,

subindo a média das temperaturas no mês quente a 25°C em janeiro e descendo a 15°C a média do mês frio em junho (KLEIN, 1979). As temperaturas máximas absolutas situam-se entre 43°C (IPPUB, 2004).

No período entre 1911 e 1965 a precipitação média anual foi de 1460 mm, e temperatura média anual de 20,1 °C, com período de chuvas mais intensas no verão, verificando-se em média de 166 dias de chuvas por ano, com excedente hídrico anual de 996mm, sem seca ou deficiência hídrica (SEVEGNANI, 2003).

Nas épocas mais chuvosas (primavera e verão), há em média 15 dias de chuvas por mês, enquanto nos meses de inverno há 9 dias. Os meses de janeiro e fevereiro apresentam a maior frequência de chuvas (18 a 20 dias), enquanto julho oferece a menor frequência (5 a 7 dias) (KLEIN, 1979).

Foram elaborados diagramas climáticos (Figura 3) a partir dos dados de precipitação e temperatura obtidos junto à estação meteorológica da FURB, de 1998 a 2004, fornecidos pelo Ceops (2004). A inclusão do ano de 1998 deveu-se ao ensejo de caracterizar as condições climáticas existentes um ano antes do início da pesquisa. A temperatura e precipitação média anual entre no período de 1998 a 2004 foram iguais a 21,2°C e 1446 mm, respectivamente (CEOPS, 2004).

Observa-se nos diagramas climáticos que o clima não se comportou de modo semelhante nos diferentes anos, houve períodos de estiagem mais acentuados em maio de 1998, agosto de 1999, abril e maio de 2000, maio de 2002 e maio e junho de 2003. O ano de 2003 foi o menos chuvoso do período de 6 anos (1119 mm), mas o ano de 1998 foi o que obteve a maior precipitação (2333mm). A temperatura média anual também

foi variável, pois em 2000 (20 ° C) ocorreram geadas fortes e em 2001 foi o ano que obteve a maior temperatura média anual (22,5°C).

Em 2004, quando foi realizado o segundo levantamento fitossociológico, o diagrama climático não evidencia ocorrência de estiagem, mas pelas médias de precipitação denota-se um ano com freqüente excedente hídrico (em preto), e períodos com menos intensidade de precipitação (abril, junho e agosto). Deve-se ressaltar que apesar das médias mensais de precipitação serem elevadas (superiores a 100 mm), o ano foi considerado seco, pois as chuvas que ocorreram foram concentradas em episódios de alta intensidade, em poucos dias.

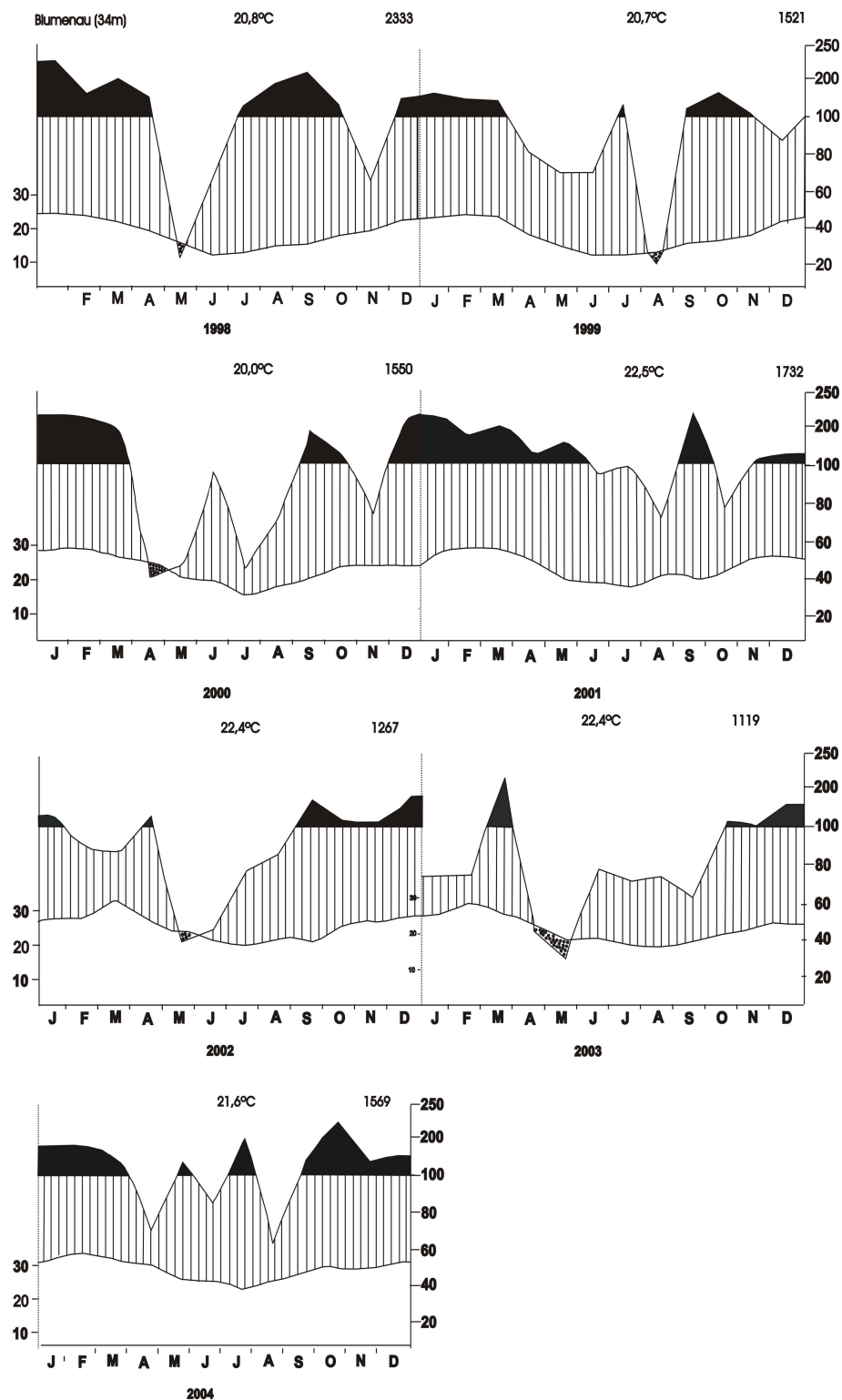


Figura 3: Diagramas climáticos de 1998 a 2004, segundo dados mensais médios de precipitação (mm) e temperatura (°C) obtidos junto à Estação Meteorológica da FURB, localizada a 34m de altitude, Blumenau, SC. Fonte: Centro de Operação do Sistema de Alerta da Bacia Hidrográfica do Rio Itajaí, Instituto de Pesquisas Ambientais, Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, SC.

2.4 Vegetação

O Parque Natural Municipal São Francisco de Assis encontra-se coberto por floresta ombrófila densa (GAPLAN, 1986) anteriormente denominada de mata pluvial de encosta atlântica (VELOSO; KLEIN, 1968; KLEIN, 1978; 1979; 1980) ou floresta atlântica (RIZZINI, 1997), cuja exuberância das formas de vida e de estrutura da floresta pluvial chamaram a atenção de naturalistas e botânicos.

A cobertura florestal do parque sofreu exploração seletiva de madeiras e em alguns trechos houve corte raso da floresta, inclusive com uso do solo para cultivo. Atualmente estas manchas encontram-se cobertas por florestas secundárias, com mais de 40 anos sem exploração, além de pequenas manchas (distante da área de estudo) com vegetação secundária em estágio médio (capoeira) (SEVEGNANI, 2003).

Levantamento florístico efetuado em todos os 23 ha do Parque São Francisco por Sevegnani (2003) listou 169 espécies de Magnoliophyta, das quais, 129 espécies arbóreas e 40 espécies arbustivas e arborescentes.

REFERÊNCIAS

- CEOPS. **Boletim anual**. Instituto de pesquisas ambientais, Blumenau. 2004.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1999.
- GAPLAN. **Atlas de Santa Catarina**. Aerofoto Cruzeiro. 1986.
- IPPUB – Instituto de Pesquisas e Planejamento Urbano. **Informações gerais de Blumenau e Santa Catarina**. Blumenau. 2004.
- KLEIN, R. M. **Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978.
- KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia** 31:1-164. 1979.
- KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia** 32:165-389. 1980
- KOEPPEN, W. **Climatologia**. México: Fundo de Cultura, 1948.
- QUADROS, K, E. **Anatomia do lenho de *Clusia criuva* Camb., Clusiaceae: órgãos, hábitos e ambientes**. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2001.
- RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. 2nd edição. Rio de Janeiro : Ambito Cultural, 1997.
- SEVEGNANI, L. Dinâmica de população de *Virola bicuhyba* (Schott) Warb. (Myristicaceae) e Fitossociologia de Floresta Pluvial Atlântica, sob clima temperado, Blumenau, SC. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2003.
- SILVA, L. C. Geologia do Pré-Cambriano e o Paleozóico de Santa Catarina. *In* **Textos básicos de Geologia e recursos minerais de Santa Catarina**. Florianópolis: DNPM/CPRM. p. 13-90. 1987.
- VELOSO, H. P.; KLEIN, R. M. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do sul do Brasil V: Agrupamentos arbóreos da encosta catarinense, situados em sua parte norte. **Sellowia** 20: 53-126. 1968.

CAPÍTULO 3

VARIAÇÕES NA FLORÍSTICA E NA ESTRUTURA DO COMPONENTE ARBÓREO DE UM TRECHO DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA EM BLUMENAU, SC

3.1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais possuem condições que suportam os ecossistemas mais ricos em espécies (HAMILTON, 1999; GORENSTEIN, 2002). As causas e fatores que atribuem e garantem às florestas tropicais a condição de ecossistema complexo e mantenedor de alta diversidade constitui um dos temas centrais em estudos ecológicos (CONNELL et al., 1984; SHEIL, 1996; PINTO, 1997).

Uma das fontes de informação utilizadas para estimar a riqueza das espécies nas florestas tropicais são os levantamentos florísticos e estruturais das comunidades florestais (CONNELL et al., 1984). Os levantamentos florísticos são de extrema importância para o conhecimento preliminar das formações vegetacionais, visto que, fornecem informações básicas e essenciais para a execução de estudos mais detalhados sobre a vegetação (van der BERG, 1995 apud PINTO, 1997). Enquanto que, a análise estrutural da vegetação, que é realizada por meio de levantamentos fitossociológicos, permite fazer deduções sobre a origem, as características ecológicas, o dinamismo e as tendências do desenvolvimento da floresta (MELO, 2004).

Há que se considerar que nos estudos de florística e estrutura as florestas não podem ser analisadas como arranjos completamente aleatórios de árvores, pois ao longo da vida, uma árvore estará submetida a diferentes regimes de luz e, à medida que crescer, ocupará diferentes posições nos estratos florestais (GOMES, 1998; RENNOLLS; LAUMONIER, 2000). Deste modo, a estrutura de tamanhos de uma comunidade vegetal é o resultado da ação de fatores bióticos e abióticos que atuam sobre as populações, e conseqüentemente sobre a comunidade (SHEIL, 1996; HAMILTON, 1999; JARENKOW; WAECHTER, 2001; RICKLEFS, 2003; VIEIRA et al., 2004). Estes fatores bióticos e abióticos agem tanto sobre os membros atuais quanto agiram sobre os ancestrais da comunidade, afetando o arranjo espacial e as estruturas etárias e genéticas de seus componentes (BEGON et al., 1990; CRAWLEY, 1997),.

Para Vieira et al. (2004), são inúmeros fatores bióticos e abióticos que podem ser responsáveis pelas diferenças significativas observadas na diversidade e na estrutura podendo se destacar: duração e intensidade da estação seca, disponibilidade de luz, diferenças nas características do solo (e.g. disponibilidade de nutrientes, textura do solo,

etc.), diferenças nos distúrbios (alterando as taxas de mortalidade, etc.) que podem ocorrer em curtos ou longos períodos, diferenças na composição das espécies e regime hidrológico.

As interações bióticas e abióticas poderão ser avaliadas através de estudos em parcelas permanentes e com observações de longo tempo (BAKKER et al., 1996). A comparação entre períodos distintos desses estudos podem servir de base para outros que envolvam a compreensão de processos mais detalhados da biologia de cada população (OLIVEIRA et al., 1994).

São encontrados na literatura trabalhos realizados em parcelas permanentes evidenciando mudanças estruturais nas comunidades, ao longo do tempo. Dentre estes, destaca-se o de Rolim (1997) em floresta atlântica em Linhares; o de Gomes (1998) em floresta de planalto em São Paulo, SP; o de Nascimento et al. (1999) em um fragmento de floresta em São Paulo, SP; o de Felfili et al. (2000) em um trecho de floresta de galeria em Brasília, DF; o de Melo (2000) em floresta ombrófila densa em São Paulo, SP; o de Bertani et al. (2001) na floresta ribeirinha em São Paulo, SP; o de Killeen et al. (1998) em um fragmento de floresta na Bolívia e por último o de Melo (2004) em um fragmento de floresta no Pará.

Os resultados de estudos que contemplem as mudanças estruturais de uma comunidade ao longo do tempo, são fundamentais para embasar quaisquer iniciativa de preservação e conservação de remanescentes florestais, bem como para o desenvolvimento de modelos de recuperação de áreas degradadas, além de permitir a seleção de espécies para fins silviculturais e a utilização racional dos recursos vegetais através do manejo adequado (WERNECK et al., 2000_a; KENNARD, 2002).

O presente estudo teve por objetivo descrever as alterações ocorridas na estrutura da comunidade no período de cinco anos (1999-2004), por meio de levantamento fitossociológico realizado em parcelas permanentes no de 1999 (SEVEGNANI, 2003) e de 2004. Além desse objetivo desdobram-se outros objetivos, tais como: verificar as variações na riqueza e na estrutura da comunidade florestal; verificar as variações na densidade das espécies abundantes, ocasionais e raras; verificar quais são as alterações nos padrões de dominância das espécies abundantes e da comunidade; verificar o padrão de distribuição dos diâmetros da comunidade através de classes de diâmetro e verificar quais as diferenças da distribuição dos diâmetros da comunidade.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de Estudo

O levantamento foi realizado no Parque Natural Municipal São Francisco de Assis (aproximadamente 26°55'S e 49°05'W; 35 a 135m de altitude), Blumenau, Santa Catarina. Possui área de 23 ha circundada por área de proteção ambiental (APA) de 43 ha. Predomina argissolo vermelho-amarelo (EMBRAPA, 1999). O clima é temperado úmido de verão quente (Cfa) (KOEPPEN, 1948). O Parque Natural Municipal São Francisco de Assis encontra-se coberto por floresta ombrófila densa (GAPLAN, 1986).

3.2.2 Levantamento dos dados em campo

Durante o período de abril a julho de 1999, foi realizado levantamento em 40 unidades amostrais de 10m x 25m (totalizando 1 hectare), distribuídas sistematicamente ao longo de 14 transecções perpendicular a trilha, distanciadas em média 60m entre si (Figura 4) (SEVEGNANI, 2003). A delimitação das unidades amostrais foi efetuada com estacas galvanizadas tornando-as permanentes. Amostrou-se somente os indivíduos

arbóreos vivos, excluindo-se os xaxins, que tiveram o perímetro do caule a 1,30m de altura do solo (PAP) igual ou superior a 15 cm ou diâmetro do caule a 1,30m de altura do solo (DAP) igual ou superior a 4,8 cm. As árvores ramificadas abaixo de 1,30m altura do solo tiveram, além do tronco principal, todas as demais ramificações medidas. Os indivíduos foram marcados com uma etiqueta plástica numerada, no local da medida.

A identificação taxonômica das espécies foi efetuada a partir de coletas de amostras e por comparação de amostras férteis ou não, e, também, contou com o auxílio de botânicos especializados. As amostras foram depositadas no Herbário FURB, Blumenau, SC.

O segundo levantamento foi realizado na mesma área no período de abril a dezembro de 2004, quando então remediou-se os indivíduos existentes nas 40 unidades amostrais e com o mesmo critério de inclusão descritos anteriormente. Os indivíduos arbóreos, que receberam as etiquetas plásticas numeradas no primeiro levantamento foram localizados e tiveram seus troncos mensurados. Os indivíduos que ainda não haviam sido amostrados no primeiro levantamento, pois não atendiam ao critério de inclusão, mas que no segundo levantamento obtiveram $PAP \geq 15\text{cm}$ foram medidos e identificados e inclusos na amostra.

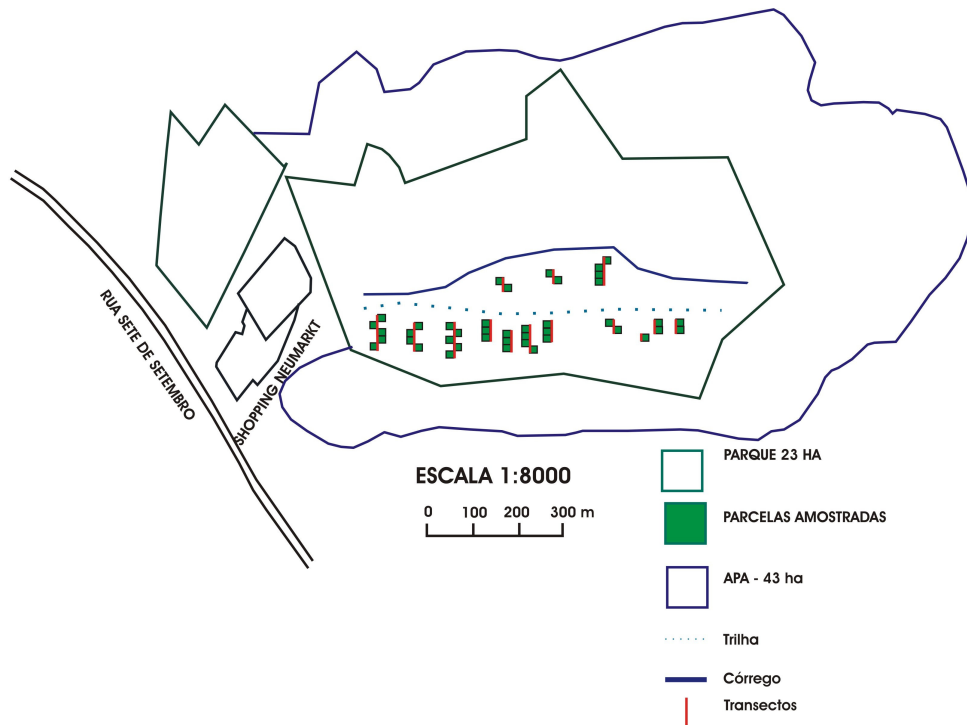


Figura 4- Croqui do Parque Natural Municipal São Francisco de Assis (aproximadamente $26^{\circ}55'S$ e $49^{\circ}05'W$; 35 a 135m de altitude), Blumenau, SC. (■) parcelas amostradas.

3.2.3 Tratamento e análise dos dados

Para verificar as possíveis alterações na estrutura fitossociológica da comunidade durante o período de cinco anos, foram calculados os seguintes parâmetros de abundância fitossociológicos: densidade (absoluta e relativa), dominância (absoluta e relativa), frequência (absoluta e relativa), além do valor de importância calculados de acordo com o descrito por Mueller-Dombois; Ellenberg (1974). Os cálculos foram conduzidos através do uso do programa FITOPAC v. 1.0 (SHERPHERD, 1988).

Para proceder a análise de diferenças das espécies, estas foram divididas em: espécies raras (representadas por 1 e 2 indivíduos por hectare), espécies ocasionais (representadas por 3 e 9 indivíduos por hectare) e espécies abundantes (aquelas que tiverem ao menos 10 indivíduos por hectare do primeiro levantamento) (MELO, 2000).

As espécies abundantes (em ordem alfabética) na comunidade são: *Aparisthium cordatum*, *Aspidosperma australe*, *Bathysa australis*, *Brosimum lactescens*, *Calyptranthes lucida*, *Cryptocarya aschersoniana*, *Euterpe edulis*, *Garcinia gardneriana*, *Gomidesia tijucensis*, *Guapira opposita*, *Guatteria australis*, *Gymnanthes concolor*, *Hieronyma alchorneoides*, *Hirtella hebeclada*, *Marlierea obscura*, *Maytenus robusta*, *Mollinedia schottiana*, *Ocotea aciphylla*, *Pourouma guianensis*, *Protium kleinii*, *Psychotria nuda*, *Psychotria suterella*, *Rudgea jasminoides*, *Rudgea recurva*, *Sloanea guianensis*, *Tapirira guianensis* e *Virola bicuhyba*

Os valores de densidade no período de 1999 e 2004, para a comunidade foram comparados estatisticamente através do Teste t (paramétrico). Os valores de dominância nos anos de 1999 e 2004 foram comparadas pelo teste (não paramétrico) de Wilcoxon (DORIA-FILHO, 1999), ambos os testes a um nível de significância de 1%. Foi aplicada a análise de regressão e correlação linear para determinar o grau de associação entre a densidade e a dominância absoluta das espécies raras, ocasionais e abundantes em 1999 e 2004.

Foram calculados o índice de diversidade de Shannon (H') e o índice de equidade de Pielou (J) tanto em 1999 quanto em 2004. Esses índices são importantes instrumentos para verificar as mudanças na composição florística no intervalo de tempo médio entre os dois levantamentos.

O índice de diversidade de Shannon (H') foi calculado conforme Magurran (1988). Para avaliar as diferenças significativas na diversidade durante os cinco anos foi realizado a comparação entre os valores dos índices H' através do teste t de Hutcheson (MAGURRAN, 1988) pela seguinte fórmula:

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(VarH'_1 + VarH'_2)^{1/2}}$$

Onde:

H'_1 = índice de Shannon do primeiro levantamento

H'_2 = índice de Shannon do segundo levantamento

$Var H'_1$ = variação do índice de Shannon do primeiro levantamento

$Var H'_2$ = variação do índice de Shannon do segundo levantamento

A variação do índice de Shannon foi calculada pela seguinte expressão (MAGURRAN, 1988);

$$VarH' = \frac{\sum_{i=1}^s pi * (\ln pi)^2 - (\sum_{i=1}^s pi * \ln pi)^2}{N} + \frac{S-1}{2N^2}$$

Onde:

$pi = ni / N$

ni = número de indivíduos da espécie i

N = Número total de indivíduos amostrados na comunidade

S= o número total de espécies na amostra

O índice de equidade de Pielou foi calculado segundo Mueller-Dombois; Ellenberg (1974).

O índice de espécies raras (IER) foi calculado pela seguinte expressão:

$$IER = \frac{nr}{N} * 100$$

Onde:

IER = índice de espécies raras

N = número total de espécies encontradas

nr = número de espécies raras encontradas

3.2.3.1 Curva espécie x área

Foram geradas curvas do número acumulado de espécies por área amostrada para a comunidade, considerando a seqüência em que as parcelas foram amostradas. O ajuste da curva no eixo x foi realizado por regressão logarítmica:

$$y = a + b * \ln x$$

a= coeficiente angular; b= coeficiente linear; x= número de unidades amostrais

3.2.3.2 Classes de Diâmetro

Os indivíduos da comunidade foram distribuídos quanto às classes de diâmetro dos caules, sendo que o intervalo entre estas classes foi calculado de acordo com a fórmula proposta por Spiegel's (1976, apud FELFILI, 1997), e que é:

$$IC = \frac{A}{NC}$$

Onde:

IC – Intervalo de classe;

A – amplitude dos dados (valor máximo – valor mínimo amostrado).

$$NC = 1 + 3,3 \log(n)$$

Onde:

NC – número de classes;

n – número de indivíduos.

Para cada classe de diâmetro foi calculado o número de indivíduos e a área basal no ano de 1999 e de 2004. A diferença entre o número de indivíduos, no intervalo de tempo médio foi testada pelo método do χ^2 e a área basal pelo teste não paramétrico de Wilcoxon (CALLEGARI-JACQUES, 2003). Ambos os testes a um nível de significância de 1%.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Variações na riqueza

No total foram amostrados 1.689 indivíduos no ano de 1999, pertencentes a 111 espécies e 39 famílias. Em 2004 foram amostrados 1.695 indivíduos, pertencentes a 106 espécies e 39 famílias (Tabela 1).

Muitas espécies foram amostradas nos dois levantamentos, exceto por *Alchornea glandulosa*, *Eugenia catharinensis*, *Inga luschnathiana*, *Inga sessilis*, *Machaerium stipitatum* e *Miconia eichleri*, que não ocorreram em 2004. No entanto, uma nova espécie foi registrada no ano de 2004 *Calyptranthes eugeniopsoides*. Houve uma redução de 4,5% do número de espécies na comunidade amostrada, no intervalo médio de cinco anos.

Tabela 1: Listagem florística das espécies arbóreo-arbustivos amostradas em 2004 e o número de indivíduos por espécie em 1999 e 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. As espécies estão distribuídas em ordem alfabética das famílias botânicas. (N= número de indivíduos).

Família	Nome Científico	N	
		1999	2004
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	12	11
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	2	1
	<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	4	4
	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	15	14
	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	1	1
Apocynaceae	<i>Aspidosperma camporum</i> Müll. Arg.	1	1
	<i>Aspidosperma australe</i> Müll. Arg.	11	11
Araliaceae	<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	2	3
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	2	2
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	730	759
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	3	3
	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	1	1
Burseraceae	<i>Protium kleinii</i> Cuatrec.	15	15
Cecropiaceae	<i>Cecropia glaziovi</i> Sneath	1	1
	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	31	31
Celastraceae	<i>Maytenus robusta</i> Reissek	13	11
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	18	18
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	16	18
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	102	103
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	6	4
	<i>Aparisthium cordatum</i> (Juss.) Baill.	55	50
	<i>Gymnanthes concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	15	16
	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	34	29
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	7	7
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	1	1
	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	1	1
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	3	3
	<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne	7	7
	<i>Inga sellowiana</i> Benth.	2	2
	<i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel	4	4
Humiriaceae	<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	2	2
Humiriaceae	<i>Vantanea compacta</i> (Schnizl.) Cuatrec.	1	1
Lauraceae	<i>Aniba firmula</i> (Nees & C. Mart.) Mez	5	4
	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	29	25
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	1	1
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	1	1
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	3	3
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees) Mez	9	11
	<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	10	9
	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	7	6
Lauraceae	<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez	3	2

(Continua)

Família	Nome Científico	N	
		1999	2004
Lauraceae	<i>Ocotea odorifera</i> (Vellozo) Rohwer	8	6
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	1	1
Magnoliaceae	<i>Talauma ovata</i> A. St.-Hil.	5	5
Malvaceae	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	1	1
Melastomataceae	<i>Miconia cabussu</i> Hoehne	4	3
	<i>Miconia discolor</i> DC.	8	7
Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	1	1
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	3	2
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	4	4
	<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	2	3
Monimiaceae	<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	3	3
	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	11	13
Moraceae	<i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C.C. Berg	30	30
	<i>Ficus gomelleira</i> Kunth & C.D. Bouché	3	2
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	3	3
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	31	31
Myrtaceae	<i>Calycorectes australis</i> D. Legrand	1	1
	<i>Calyptranthes eugeniopsoides</i> D. Legrand & Kausel	0	1
	<i>Calyptranthes grandiflora</i> O. Berg	1	1
	<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	15	17
	<i>Calyptranthes strigipes</i> O. Berg	5	4
	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	1	1
	<i>Eugenia beaurepairiana</i> (Kiaersk.) D. Legrand	2	3
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	2	2
	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	4	4
	<i>Eugenia cereja</i> D. Legrand	1	1
	<i>Eugenia involucrata</i> O. Berg	1	1
	<i>Eugenia schuchiana</i> O. Berg	1	1
	<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D. Legrand	1	2
	<i>Gomidesia schaueriana</i> O. Berg	2	2
	<i>Gomidesia spectabilis</i> (DC.) O. Berg	7	9
	<i>Gomidesia tijucensis</i> (Kiaersk.) D. Legrand	10	10
	<i>Marlierea eugeniopsoides</i> (D. Legrand & Kausel) D. Legrand	5	4
	<i>Marlierea obscura</i> O. Berg	22	20
	<i>Marlierea silvatica</i> (Gardner) Kiaersk.	1	1
	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	1	3
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	4	3	
<i>Myrcia richardiana</i> (O. Berg) Kiaersk.	1	1	
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	1	1	
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	24	23
Ochnaceae	<i>Ouratea parviflora</i> (DC.) Baill.	6	7
Olacaceae	<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	11	9
Phytolaccaceae	<i>Seguieria langsdorffii</i> Moq.	1	1

(Continua)

Família	Nome Científico	N	
		1999	2004
Piperaceae	<i>Piper cernuum</i> Vell.	1	1
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	2	2
Quiinaceae	<i>Quiina glazovii</i> Engl.	5	5
Rosaceae	<i>Prunus sellowii</i> Koehne	1	1
Rubiaceae	<i>Alibertia concolor</i> (Cham.) K. Schum.	4	4
	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	2	2
	<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	1	1
	<i>Bathysa australis</i> (St. Hil.) Benth. & Hook. f.	20	19
	<i>Faramea marginata</i> Cham.	5	5
	<i>Psychotria alba</i> Ruiz & Pav.	2	2
	<i>Psychotria longipes</i> Müll. Arg.	17	9
	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltld.) Wawra	23	22
	<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.	19	15
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	15	18
	<i>Rudgea recurva</i> Müll. Arg.	113	128
Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	4	4
Sabiaceae	<i>Meliosma selowii</i> Urb.	2	2
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	1	1
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	5	5
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	1	1
Styracaceae	<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	1	1
Symplocaceae	<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	1	1

As famílias que mais contribuíram para a riqueza florística em 1999 e 2004, respectivamente, foram: Myrtaceae (ambos os anos com 23 espécies), Lauraceae (ambos os anos com 11 espécies), Rubiaceae (ambos os anos com 11 espécies), Euphorbiaceae (8 e 7 espécies) e Fabaceae (8 e 5 espécies). Foram amostradas tanto em 1999 quanto em 2004, 24 famílias (61,5%) com apenas uma única espécie, sendo que destas 8 famílias apresentaram apenas um único indivíduo.

As famílias representadas por uma única espécie e que apresentam uma maior densidade em 1999 e 2004, respectivamente, foram: Arecaceae (*Euterpe edulis* –730 e 759 indivíduos), Elaeocarpaceae (*Sloanea guianensis* –102 e 103 indivíduos) e

Myristicaceae (*Virola bicuhyba*- ambos com 31 indivíduos) (Tabela 1). Entretanto, Malvaceae, Rosaceae, Humiriaceae, Phytolaccaceae, Symplocaceae, Styracaceae, Piperaceae e Sapotaceae pertencem ao grupo das raras, ou seja, foram amostradas em 1999 e em 2004 com um único indivíduo.

A curva de espécie por área, ajustada pela regressão logarítmica $y = -30,076 + 10,374 \ln(x)$ (Figura 5) aponta uma tendência de estabilização, indicando suficiência de amostragem florística da comunidade em 1999 e 2004. Desse modo, havendo uma probabilidade muito pequena de aumentar o número de espécies com o aumento do esforço amostral.

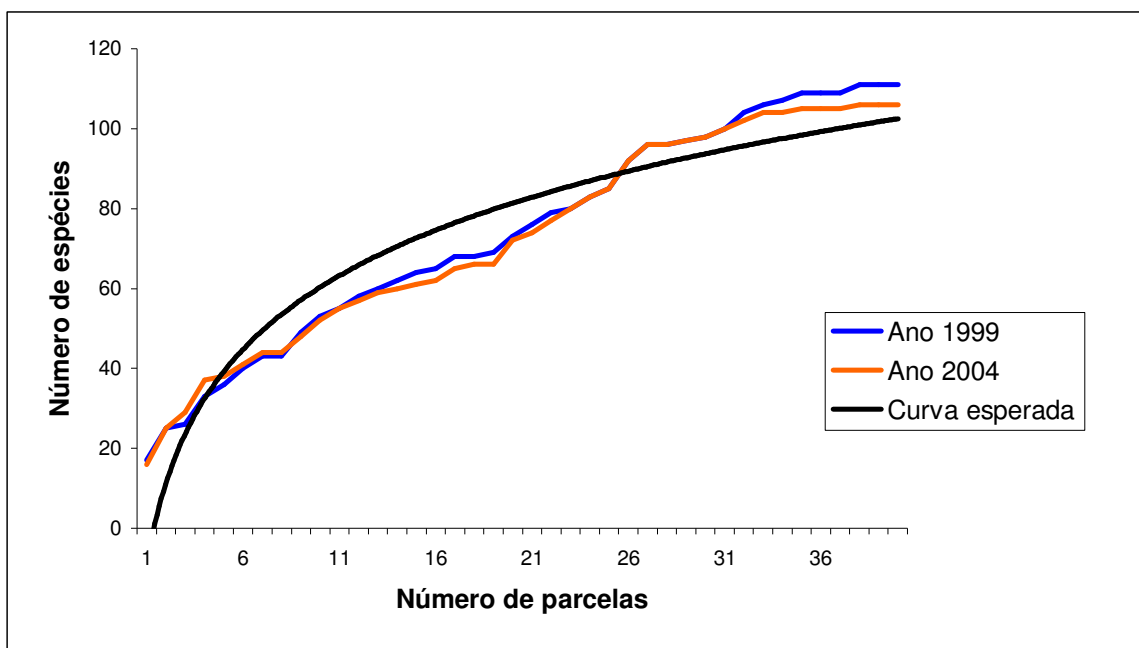


Figura 5: Curva esperada de espécies ($y = -30,076 + 10,374 \ln(x)$) e curva observada no levantamento de 1999 e de 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC.

3.3.2 Variações na distribuição diamétrica

A distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro mostrou um padrão de J-reverso, tanto em 1999 quanto em 2004, sendo que, 60% dos indivíduos possuem o diâmetro menor que 10,8 cm (Figura 6).

As diferenças na distribuição da frequência dos indivíduos e de área basal em classes de diâmetro no ano de 1999 não diferiu de modo significativo da verificada em 2004 ($\chi^2=1,89$, d.f.=10, $p>0,01$; $\chi^2=0,034$, d.f.=1, $p>0,01$, respectivamente).

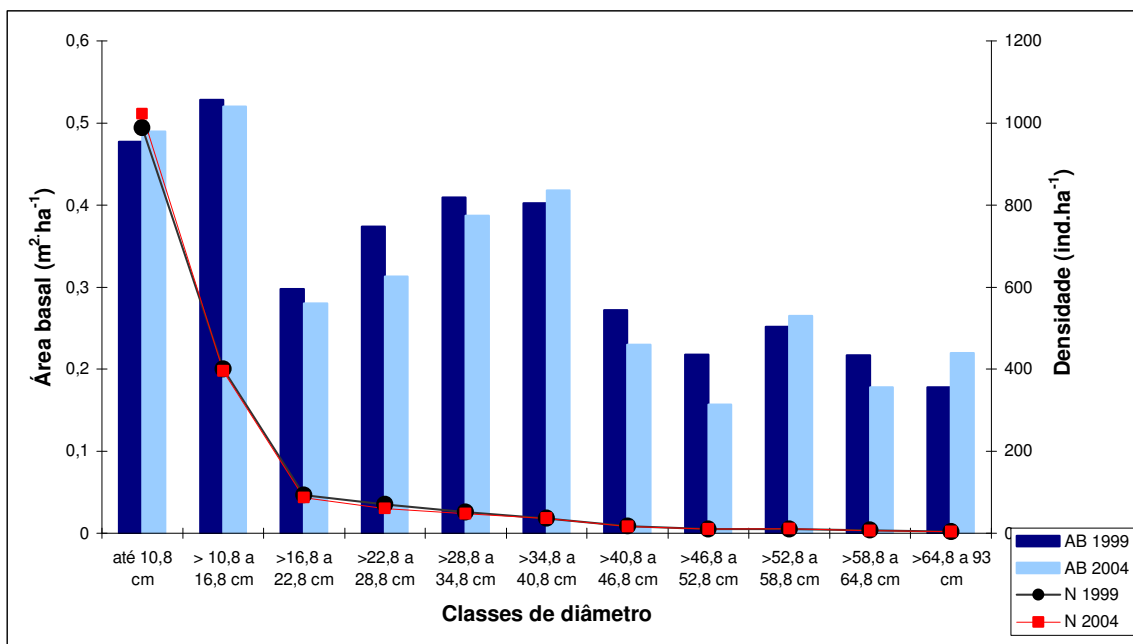


Figura 6: Distribuição dos indivíduos e da área basal segregados em classes de diâmetros em 1999 e 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC.

3.3.3 Variações estruturais

O valor do índice de diversidade de Shannon (H') calculado em 1999 (2,87 nats.indivíduo⁻¹, variância 0,0071) não diferiu significativamente do calculado em 2004 (2,77 nats.indivíduo⁻¹, variância 0,0068), conforme o teste-t de Hutcheson ($t=0,847$, d.f.= 338, $p>0,01$) (MAGURRAN, 1988). Os valores do índice de equidade de Pielou (J') foram similares nos dois períodos: 1999 (0,608) e 2004 (0,594).

O aumento na densidade de 0,5% (1689 ind.ha⁻¹ em 1999 e 1695 ind.ha⁻¹ em 2004) na comunidade no intervalo médio de 5 anos não foi significativo ($t=0,34$, d.f.= 39, $p> 0,01$) (Tabela 2). Entretanto, a redução da área basal da comunidade de 34,11 m².ha⁻¹ para 32,66 m².ha⁻¹ no período de 1999 a 2004 foi significativo ($\chi^2=0,61$, d.f=1, $p<0,01$). Contudo, considerando somente os indivíduos sobreviventes no intervalo médio de 5 anos, observou-se que estes tiveram um aumento de 5% (32,20 m².ha⁻¹ em 1999 e 33,82 m².ha⁻¹ em 2004) na área basal, sendo esta diferença significativa ($\chi^2=2,84$, d.f=1, $p<0,01$) (Tabela 2).

Tabela 2: Síntese da estrutura, obtidos em 1999 e 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (N = número de indivíduos; Nfa = número de famílias; Nsp = número de espécies; AB = área basal total da comunidade (m².ha⁻¹)).

Levantamento	N	Nfa	Nsp	H	AB	AB
					Comunidade	Sobreviventes
1999	1689 ^a	39 ^a	111 ^a	2,87 ^a	34,11 ^a	32,20 ^a
2004	1695 ^a	39 ^a	106 ^a	2,77 ^a	32,66 ^b	33,82 ^b

^a denota igualdade estatística ($p = 0,01$).

^b denota diferença estatística ($p < 0,01$).

Considerando as espécies amostradas em 1999 e 2004 observa-se que a maioria das espécies estão presentes com 9 ou menos indivíduos. Podendo-se depreender que a comunidade é preferencialmente composta por populações ocasionais e raras (74,5% - 79 espécies) (Figura 7). O número de espécies entre o período estudado (1999-2004) não mostrou diferença significativa ($t=0,32$, d.f.= 105, $p>0,01$).

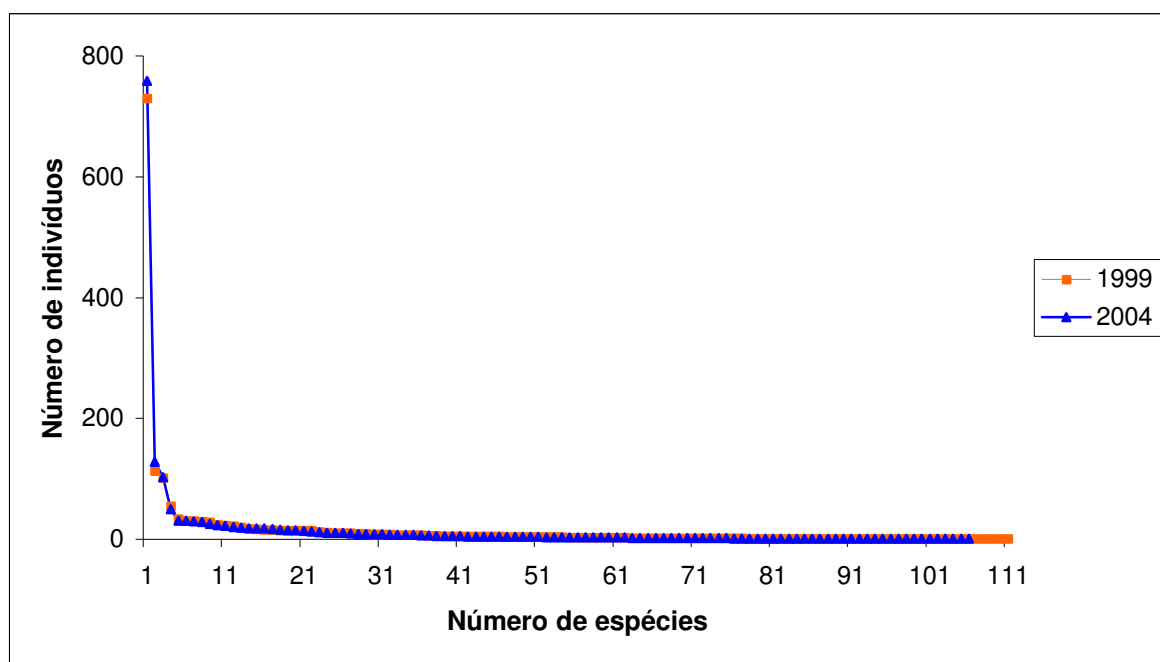


Figura 7: Distribuição das espécies e dos indivíduos em 1999 e 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC.

As 27 espécies mais abundantes, com $\geq 10 \text{ ind. ha}^{-1}$, representam 86,7% e 77% da densidade e da área basal, respectivamente, da comunidade em 2004 (Tabela 3). As mesmas espécies em 1999 representavam 86,6% e 76% da densidade e da área basal, respectivamente, da comunidade. A correlação realizada para verificar o grau de associação entre a densidade das espécies abundantes em 1999 e 2004, demonstrou haver associação significativa e fortemente positiva ($r^2=0,986$, $p<0,01$) (Figura 8), denotando desse modo, que não houve variação significativa na densidade das espécies

no período estudado. As correlações entre a área basal em 1999 e 2004 também apresentou associação significativa ($r^2 = 0,853$; $p < 0,01$) (Figura 9).

Entretanto, as 44 espécies raras, com densidade $\leq 2 \text{ ind.ha}^{-1}$, perfazem 41,5% das espécies, 3,3% da densidade e 6% da área basal, em 2004. Em 1999, as 49 espécies raras correspondiam a 44,2% das espécies, 3,7% da densidade e 6% da área basal. A correlação entre a densidade das espécies raras em 1999 e 2004 apresentou um grau de associação elevado ($r^2 = 0,81$; $p < 0,01$) (Figura 8). Isso significa que não houve diferença significativa na densidade das espécies raras entre 1999 e 2004. As correlações entre a área basal em 1999 e 2004 apresentou associação moderada ($r^2 = 0,395$; $p < 0,01$) (Figura 9).

Em 1999, considerando as espécies ocasionais, com densidade entre 3 e 9 ind.ha^{-1} , essas correspondiam a 43,2% das espécies, 9,5% da densidade e 18% da área basal, respectivamente. Em 2004, essas perfazem 33,02% das espécies, 10% da densidade e 17% da área basal. A correlação entre a densidade das espécies ocasionais em 1999 e 2004 apresentou um grau de associação elevado ($r^2 = 0,93$, $p < 0,01$) (Figura 8). As correlações entre a área basal em 1999 e 2004 não apresentou associação significativa ($r^2 = 0,021$; $p > 0,01$) (Figura 9). Isso denota que a redução da área basal total da comunidade pode estar relacionada com as espécies ocasionais. É digno de nota que a morte de um indivíduo de *Ocotea catharinensis* (espécie ocasional) ocasionou a redução $0,4 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ da área basal da comunidade.

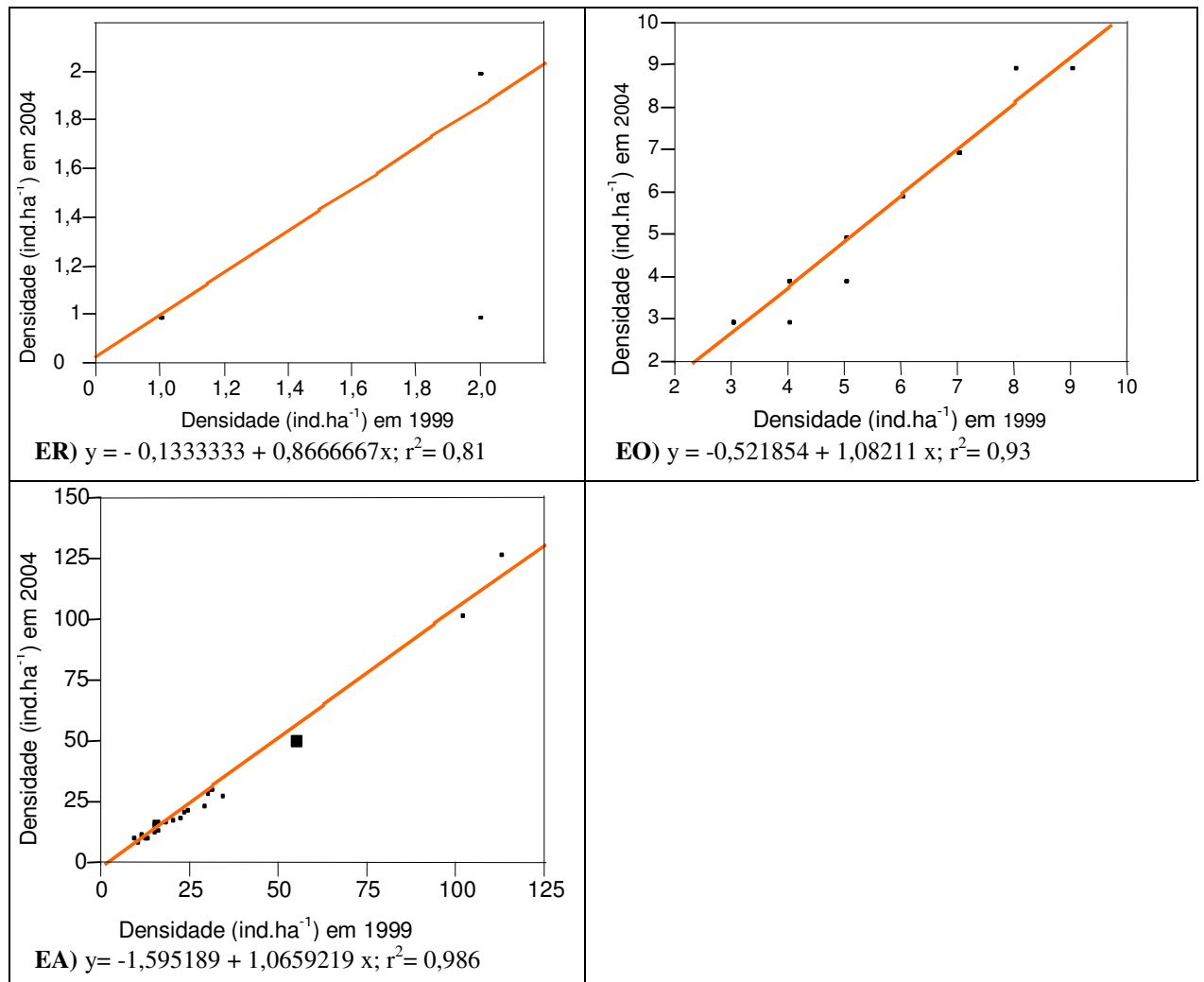


Figura 8: Análise de regressão entre a densidade das espécies raras, ocasionais e abundantes em 1999 e 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (ER= espécies raras, EO= espécies ocasionais, EA= espécies abundantes).

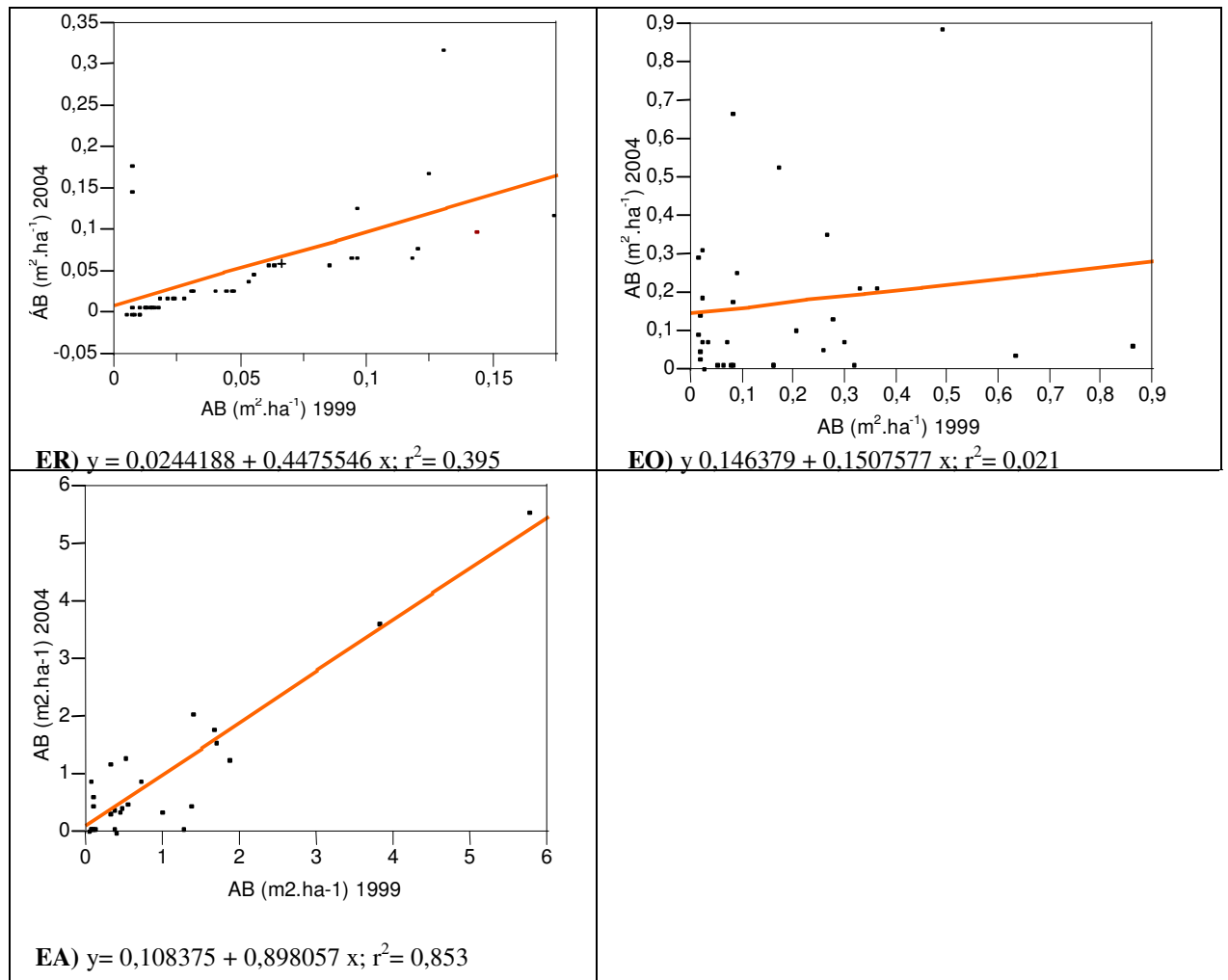


Figura 9: Análise de regressão entre a área basal (AB) das espécies raras, ocasionais e abundantes em 1999 e 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (ER= espécies raras, EO= espécies ocasionais, EA= espécies abundantes).

Em 2004, considerando as espécies com 10 ou mais indivíduos, constata-se que as densidades de *Hieronyma alchorneoides*, *Cryptocarya aschersoniana* e *Aparisthmium cordatum* tiveram redução de 17,2%, 16 e 10%, respectivamente. As espécies que tiveram redução de área basal foram *Hieronym alchorneoides*, *Hirtella hebeclada* e *Cryptocarya aschersoniana* (12,1%, 11,2% e 8,9%, respectivamente).

As espécies que obtiveram aumento de densidades de 1999 para 2004 foram: *Euterpe edulis* (730 e 759 ind.ha⁻¹, respectivamente) e *Rudgea recurva* (113 e 128 ind.ha⁻¹, respectivamente). Em relação, a área basal as espécies que tiveram aumento entre 1999 e 2004, foram: *Euterpe edulis* (de 5,60 para 5,75 m² ha⁻¹, respectivamente) e *Sloanea guianensis* (de 3,66 para 3,81 m² ha⁻¹, respectivamente). *Euterpe edulis* apresenta maior densidade (759 indivíduos – 44,8% do total) e área basal (5,7 m² ha⁻¹ – 17,6% do total) em 2004 (Tabela 3). A densidade e a área basal das espécies, em 2004, mostraram correlação positiva com grau de associação elevado ($r^2= 0,64$, $p<0,01$).

Tabela 3: Variação da densidade e da área basal entre 1999 e 2004 das espécies com 10 ou mais indivíduos em 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (D= densidade (ind.ha⁻¹). AB= área basal (m².ha⁻¹)).

Espécie	D		Diferença 2004-1999	AB		Diferença 2004-1999
	1999	2004		1999	2004	
<i>Aparisthium cordatum</i>	55	50	-5	0,463	0,463	0,000
<i>Aspidosperma australe</i>	11	12	1	1,219	1,267	0,048
<i>Bathysa australis</i>	20	19	-1	0,528	0,537	0,010
<i>Brosimum lactescens</i>	30	30	0	1,296	1,348	0,052
<i>Calyptranthes lucida</i>	15	17	2	0,095	0,101	0,005
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	29	25	-4	1,806	1,658	-0,149
<i>Euterpe edulis</i>	730	759	29	5,600	5,750	0,150
<i>Garcinia gardneriana</i>	16	18	2	0,084	0,095	0,011
<i>Gomidesia tijucensis</i>	10	10	0	0,376	0,385	0,009
<i>Guapira opposita</i>	24	23	-1	0,924	0,718	-0,207
<i>Guatteria australis</i>	15	14	-1	0,383	0,347	-0,035
<i>Gymnanthes concolor</i>	15	16	1	0,070	0,074	0,004
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	34	29	-5	2,080	1,856	-0,224
<i>Hirtella hebeclada</i>	18	18	0	0,413	0,372	-0,042
<i>Marlierea obscura</i>	22	20	-2	0,346	0,321	-0,025
<i>Maytenus robusta</i>	13	11	-2	0,091	0,080	-0,011
<i>Mollinedia schottiana</i>	11	13	2	0,032	0,036	0,005
<i>Ocotea aciphylla</i>	9	11	2	0,266	0,298	0,032
<i>Pourouma guianensis</i>	31	31	0	0,488	0,507	0,019
<i>Protium kleinii</i>	15	15	0	0,926	0,987	0,061
<i>Psychotria nuda</i>	23	22	-1	0,091	0,094	0,003
<i>Psychotria suterella</i>	16	15	-1	0,074	0,065	-0,010
<i>Rudgea jasminoides</i>	15	18	3	0,060	0,072	0,013
<i>Rudgea recurva</i>	113	128	15	0,376	0,434	0,057
<i>Sloanea guianensis</i>	102	103	1	3,658	3,813	0,155
<i>Tapirira guianensis</i>	12	11	-1	1,596	1,684	0,088
<i>Virola bicuhyba</i>	31	31	0	1,314	1,381	0,068

A relação das espécies e seus parâmetros fitossociológicos em 1999 e 2004 encontra-se na Tabela 4. As seis espécies que apresentaram os maiores índices dos valores de importância (IVI) em 1999 e 2004, respectivamente, foram: *Euterpe edulis* (65,95 e 68,88), *Sloanea guianensis* (22,28 e 23,43), *Rudgea recurva* (12,52 e 13,91), *Hieronyma alchorneoides* (11,1 e 10,48), *Cryptocarya aschersoniana* (10,32 e 9,8) e *Virola bicuhyba* (9 e 9,3). Estas espécies somam 135,8 do IVI total dessa comunidade e juntas elas correspondem a 63,4% do número de indivíduos amostrados, constituindo o grupo das espécies dominantes. Em 2004 as espécies raras representam 19,2 (19,85 em 1999) e as ocasionais 50,74 (47,6 em 1999) do IVI total. Entre as espécies amostradas em 1999 e 2004, 73,3% aumentaram, 22,9% reduziram e 3,8% mantiveram os valores de IVI. Analisando a densidade e o IVI constata-se que esses não ocasionaram variações na estrutura da comunidade.

Tabela 4: Espécies arbóreas amostradas em 1999 e 2004 em ordem crescente da densidade em 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (DA= densidade absoluta (ind.ha⁻¹) ; DoA= dominância absoluta (m².ha⁻¹); DoR= dominância relativa (%); FR= frequência relativa (%) e IVI= índice do valor de importância).

Espécie	DA		DoA		DoR		FR		IVI	
	1999	2004	1999	2004	1999	2004	1999	2004	1999	2004
<i>Euterpe edulis</i>	730	759	5,60	5,75	16,42	17,60	6,31	6,49	65,95	68,88
<i>Rudgea recurva</i>	113	128	0,38	0,43	1,10	1,33	4,73	5,03	12,52	13,91
<i>Sloanea guianensis</i>	102	103	3,66	3,81	10,72	11,67	5,52	5,68	22,28	23,43
<i>Aparisthium cordatum</i>	55	50	0,46	0,46	1,36	1,42	3,63	3,90	8,24	8,26
<i>Pourouma guianensis</i>	31	31	0,49	0,51	1,43	1,55	3,00	3,08	6,26	6,47
<i>Virola bicuhyba</i>	31	31	1,31	1,38	3,85	4,23	3,31	3,25	9,00	9,30
<i>Brosimum lactescens</i>	30	30	1,30	1,35	3,80	4,13	2,52	2,60	8,10	8,49
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	34	29	2,08	1,86	6,10	5,68	3,00	3,08	11,11	10,48
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	29	25	1,81	1,66	5,29	5,07	3,31	3,25	10,32	9,80
<i>Guapira opposita</i>	24	23	0,92	0,72	2,71	2,20	2,21	2,27	6,34	5,83
<i>Psychotria nuda</i>	23	22	0,09	0,09	0,27	0,29	1,89	1,95	3,52	3,53
<i>Marlierea obscura</i>	22	20	0,35	0,32	1,01	0,98	2,68	2,44	5,00	4,60
<i>Bathysa australis</i>	20	19	0,53	0,54	1,55	1,64	1,58	1,62	4,31	4,39
<i>Garcinia gardneriana</i>	16	18	0,08	0,09	0,25	0,29	2,05	2,27	3,24	3,62
<i>Hirtella hebeclada</i>	18	18	0,41	0,37	1,21	1,14	1,89	1,95	4,17	4,15
<i>Rudgea jasminoides</i>	15	18	0,06	0,07	0,17	0,22	1,74	1,79	2,80	3,07

(Continua)

Espécie	DA		DoA		DoR		FR		IVI	
	1999	2004	1999	2004	1999	2004	1999	2004	1999	2004
<i>Calyptanthes lucida</i>	15	17	0,10	0,10	0,28	0,31	1,74	1,95	2,90	3,26
<i>Gymnanthes concolor</i>	15	16	0,07	0,07	0,21	0,23	1,26	1,30	2,36	2,47
<i>Protium kleinii</i>	15	15	0,93	0,99	2,72	3,02	2,05	2,11	5,65	6,02
<i>Psychotria suterella</i>	16	15	0,07	0,06	0,22	0,20	1,58	1,62	2,74	2,71
<i>Guatteria australis</i>	15	14	0,38	0,35	1,12	1,06	1,42	1,46	3,43	3,35
<i>Mollinedia schottiana</i>	11	13	0,03	0,04	0,09	0,11	1,42	1,79	2,16	2,66
<i>Aspidosperma australe</i>	11	12	1,22	1,27	3,57	3,88	1,74	1,79	5,96	6,37
<i>Maytenus robusta</i>	13	11	0,09	0,08	0,27	0,24	1,10	1,14	2,14	2,03
<i>Ocotea aciphylla</i>	9	11	0,27	0,30	0,78	0,91	0,95	1,14	2,26	2,70
<i>Tapirira guianensis</i>	12	11	1,60	1,68	4,68	5,16	1,42	1,30	6,81	7,10
<i>Gomidesia tujucensis</i>	10	10	0,38	0,39	1,10	1,18	1,42	1,46	3,12	3,23
<i>Gomidesia spectabilis</i>	7	9	0,03	0,04	0,09	0,12	0,63	0,81	1,13	1,46
<i>Heisteria silvianii</i>	11	9	0,48	0,35	1,40	1,07	1,58	1,30	3,62	2,90
<i>Ocotea catharinensis</i>	10	9	0,67	0,26	1,95	0,80	1,42	1,30	3,97	2,63
<i>Psychotria longipes</i>	17	9	0,66	0,36	1,92	1,09	1,58	1,30	4,50	2,92
<i>Copaifera trapezifolia</i>	7	7	0,63	0,67	1,86	2,06	0,95	0,97	3,22	3,45
<i>Miconia discolor</i>	8	7	0,09	0,08	0,26	0,25	1,10	0,97	1,84	1,63
<i>Ouratea parviflora</i>	6	7	0,02	0,02	0,05	0,06	0,63	0,81	1,04	1,29
<i>Pera glabrata</i>	7	7	0,07	0,08	0,21	0,23	0,79	0,97	1,41	1,62
<i>Ocotea indecora</i>	7	6	0,08	0,07	0,23	0,22	0,79	0,65	1,43	1,22
<i>Ocotea odorifera</i>	8	6	0,29	0,15	0,85	0,47	1,26	0,97	2,58	1,80
<i>Faramea marginata</i>	5	5	0,02	0,02	0,07	0,07	0,63	0,65	0,99	1,01
<i>Matayba guianensis</i>	5	5	0,49	0,53	1,44	1,62	0,63	0,65	2,36	2,57
<i>Quiina glazovii</i>	5	5	0,17	0,18	0,49	0,54	0,63	0,65	1,42	1,49
<i>Talauma ovata</i>	5	5	0,86	0,89	2,52	2,73	0,63	0,65	3,45	3,67
<i>Alchornea triplinervia</i>	6	4	0,32	0,19	0,93	0,58	0,79	0,49	2,07	1,30
<i>Alibertia concolor</i>	4	4	0,01	0,01	0,04	0,04	0,63	0,65	0,90	0,92
<i>Aniba firmula</i>	5	4	0,08	0,02	0,23	0,07	0,63	0,65	1,16	0,95
<i>Calyptanthes strigipes</i>	5	4	0,06	0,06	0,18	0,18	0,79	0,65	1,26	1,07
<i>Duguetia lanceolata</i>	4	4	0,08	0,08	0,23	0,24	0,63	0,65	1,10	1,13
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	4	4	0,02	0,02	0,05	0,05	0,63	0,65	0,91	0,93
<i>Eugenia cerasiflora</i>	4	4	0,08	0,08	0,24	0,26	0,63	0,65	1,10	1,14
<i>Marlierea eugeniopsoides</i>	5	4	0,02	0,02	0,06	0,06	0,79	0,65	1,15	0,95
<i>Pterocarpus violaceus</i>	4	4	0,30	0,32	0,87	0,98	0,63	0,65	1,74	1,87
<i>Trichilia casaretti</i>	4	4	0,02	0,03	0,07	0,09	0,47	0,49	0,78	0,81
<i>Andira fraxinifolia</i>	3	3	0,28	0,30	0,81	0,91	0,32	0,32	1,30	1,41
<i>Eugenia beaurepairiana</i>	2	3	0,01	0,02	0,03	0,05	0,32	0,49	0,47	0,71
<i>Jacaranda micrantha</i>	3	3	0,05	0,05	0,14	0,16	0,32	0,32	0,64	0,66
<i>Marlierea tomentosa</i>	5	3	0,02	0,01	0,06	0,04	0,47	0,32	0,83	0,55
<i>Miconia cabussu</i>	4	3	0,16	0,10	0,46	0,32	0,32	0,16	1,02	0,66
<i>Mollinedia clavigera</i>	3	3	0,01	0,01	0,04	0,04	0,32	0,32	0,53	0,55
<i>Myrcia pubipetala</i>	4	3	0,26	0,22	0,75	0,66	0,63	0,49	1,62	1,32
<i>Nectandra oppositifolia</i>	3	3	0,21	0,22	0,60	0,67	0,47	0,49	1,26	1,33
<i>Schefflera angustissima</i>	2	3	0,10	0,11	0,28	0,35	0,32	0,49	0,72	1,01
<i>Sorocea bonplandii</i>	3	3	0,02	0,02	0,05	0,05	0,47	0,49	0,70	0,71
<i>Trichilia lepidota</i>	2	3	0,13	0,14	0,38	0,43	0,32	0,49	0,81	1,10
<i>Amaioua guianensis</i>	2	2	0,02	0,03	0,07	0,08	0,32	0,32	0,50	0,52
<i>Cedrela fissilis</i>	3	2	0,16	0,17	0,47	0,51	0,47	0,32	1,12	0,95
<i>Eugenia brasiliensis</i>	2	2	0,12	0,13	0,36	0,40	0,32	0,32	0,80	0,84

(Continua)

Espécie	DA		DoA		DoR		FR		IVI	
	1999	2004	1999	2004	1999	2004	1999	2004	1999	2004
<i>Ficus gomelleira</i>	3	2	0,33	0,32	0,96	0,98	0,47	0,32	1,61	1,42
<i>Gomidesia affinis</i>	1	2	0,01	0,01	0,03	0,04	0,16	0,32	0,25	0,48
<i>Gomidesia schaueriana</i>	2	2	0,01	0,01	0,03	0,03	0,32	0,32	0,46	0,47
<i>Inga sellowiana</i>	2	2	0,04	0,04	0,12	0,12	0,32	0,32	0,55	0,57
<i>Meliosma selowii</i>	2	2	0,05	0,06	0,16	0,18	0,32	0,32	0,59	0,62
<i>Ocotea lancifolia</i>	3	2	0,36	0,05	1,06	0,15	0,47	0,32	1,71	0,60
<i>Psychotria alba</i>	2	2	0,02	0,02	0,05	0,05	0,32	0,32	0,48	0,49
<i>Roupala brasiliensis</i>	2	2	0,01	0,01	0,02	0,02	0,16	0,16	0,30	0,30
<i>Schefflera morototoni</i>	2	2	0,07	0,07	0,19	0,22	0,32	0,32	0,63	0,67
<i>Zollernia ilicifolia</i>	2	2	0,01	0,01	0,02	0,02	0,32	0,32	0,45	0,46
<i>Allophylus edulis</i>	1	1	0,01	0,01	0,02	0,02	0,16	0,16	0,24	0,24
<i>Amaioua intermedia</i>	1	1	0,06	0,06	0,16	0,17	0,16	0,16	0,38	0,39
<i>Annona cacans</i>	2	1	0,09	0,06	0,28	0,19	0,32	0,16	0,71	0,41
<i>Aspidosperma camporum</i>	1	1	0,12	0,12	0,35	0,37	0,16	0,16	0,57	0,59
<i>Cabralea canjerana</i>	1	1	0,00	0,00	0,01	0,01	0,16	0,16	0,22	0,23
<i>Calycorectes australis</i>	1	1	0,01	0,01	0,03	0,03	0,16	0,16	0,25	0,25
<i>Calyptranthes eugeniosoides</i>	0	1	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,16	0,00	0,23
<i>Calyptranthes grandiflora</i>	1	1	0,01	0,01	0,03	0,03	0,16	0,16	0,25	0,26
<i>Campomanesia guaviroba</i>	1	1	0,01	0,01	0,04	0,04	0,16	0,16	0,26	0,26
<i>Cecropia glaziovii</i>	1	1	0,02	0,03	0,06	0,09	0,16	0,16	0,28	0,31
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	1	1	0,00	0,00	0,01	0,01	0,16	0,16	0,22	0,23
<i>Endlicheria paniculata</i>	1	1	0,09	0,08	0,25	0,26	0,16	0,16	0,47	0,48
<i>Eugenia cereja</i>	1	1	0,05	0,05	0,14	0,14	0,16	0,16	0,36	0,37
<i>Eugenia involucrata</i>	1	1	0,00	0,00	0,01	0,01	0,16	0,16	0,22	0,23
<i>Eugenia schuchiana</i>	1	1	0,01	0,02	0,04	0,05	0,16	0,16	0,26	0,27
<i>Jacaranda puberula</i>	1	1	0,02	0,02	0,04	0,05	0,16	0,16	0,26	0,27
<i>Marlierea silvatica</i>	1	1	0,02	0,03	0,07	0,08	0,16	0,16	0,29	0,31
<i>Myrcia richardiana</i>	1	1	0,01	0,01	0,04	0,04	0,16	0,16	0,26	0,27
<i>Myrcia rostrata</i>	1	1	0,04	0,06	0,13	0,17	0,16	0,16	0,35	0,39
<i>Nectandra membranacea</i>	1	1	0,06	0,07	0,18	0,20	0,16	0,16	0,40	0,42
<i>Ocotea pulchella</i>	1	1	0,03	0,03	0,09	0,10	0,16	0,16	0,31	0,32
<i>Piper cernuum</i>	1	1	0,00	0,00	0,01	0,01	0,16	0,16	0,23	0,23
<i>Prunus sellowii</i>	1	1	0,14	0,15	0,42	0,44	0,16	0,16	0,64	0,67
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	1	1	0,17	0,18	0,51	0,55	0,16	0,16	0,73	0,77
<i>Sapium glandulatum</i>	1	1	0,03	0,03	0,08	0,08	0,16	0,16	0,30	0,31
<i>SeQUIERIA langsdorffii</i>	1	1	0,03	0,03	0,09	0,09	0,16	0,16	0,30	0,31
<i>Styrax acuminatus</i>	1	1	0,02	0,02	0,05	0,06	0,16	0,16	0,27	0,28
<i>Symplocos tetrandra</i>	1	1	0,02	0,02	0,05	0,06	0,16	0,16	0,27	0,29
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	1	1	0,01	0,01	0,01	0,02	0,16	0,16	0,23	0,24
<i>Vantanea compacta</i>	1	1	0,10	0,10	0,28	0,30	0,16	0,16	0,50	0,52
<i>Xylopia brasiliensis</i>	1	1	0,06	0,07	0,18	0,22	0,16	0,16	0,39	0,44
Totais	1689	1695	34,11	32,66	100	100	100	100	100	300

A variação do IVI entre os anos de 1999 e 2004 para as 27 espécies com 10 ou mais indivíduos, mostrou que não houve alterações nas posições, para as seguintes

espécies: *Euterpe edulis*, *Sloanea guianensis*, *Hieronyma alchorneoides*, *Tapirira guianensis*, *Cryptocarya aschersoniana*, *Virola bicuhyba*, *Brosimum lactescens*, *Aspidosperma australe*, *Protium kleinii* e *Mollinedia schottiana* (Tabela 5).

Quatro espécies apresentaram grande alteração de posição de 1999 para 2004, sendo elas: *Rudgea recurva* (de 23ª para 17ª, respectivamente), *Gomidesia tijucensis* (de 22ª para 18ª, respectivamente), *Ocotea aciphylla* (de 31ª para 27ª, respectivamente), *Garcinia gardneriana* (de 50ª para 44ª, respectivamente); *Gymnanthes concolor* (de 56ª para 52ª, respectivamente) e *Rudgea jasminoides* (de 62ª para 54ª, respectivamente). Essas espécies apresentaram essas alterações devido à entrada de indivíduos que acarretou no aumento do IVI (Tabela 5).

Tabela 5: Alteração do Índice do Valor de Importância (IVI) das espécies abundantes em 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC.

Espécie	Posição		IVI	
	2004	1999	2004	1999
<i>Euterpe edulis</i>	1	1	68,88	65,95
<i>Sloanea guianensis</i>	2	2	23,43	22,28
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	3	3	10,48	11,11
<i>Tapirira guianensis</i>	4	4	7,1	10,32
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	5	5	9,8	6,81
<i>Virola bicuhyba</i>	6	6	9,3	9
<i>Brosimum lactescens</i>	7	7	8,49	8,1
<i>Aspidosperma australe</i>	8	8	6,37	5,96
<i>Protium kleinii</i>	9	9	6,02	5,65
<i>Guapira opposita</i>	11	10	5,83	3,34
<i>Bathysa australis</i>	13	15	4,39	4,31
<i>Pourouma guianensis</i>	15	17	6,47	6,26
<i>Aparisthium cordatum</i>	16	19	8,26	8,24
<i>Rudgea recurva</i>	17	23	13,91	12,52
<i>Gomidesia tijucensis</i>	18	22	3,23	3,12
<i>Hirtella hebeclada</i>	19	20	4,15	4,17
<i>Guatteria australis</i>	22	21	3,35	3,43
<i>Marlierea obscura</i>	23	25	4,6	5
<i>Ocotea aciphylla</i>	27	31	2,7	2,26
<i>Calyptranthes lucida</i>	42	44	3,26	2,9
<i>Garcinia gardneriana</i>	44	50	3,62	3,24

(Continua)

Espécie	Posição		IVI	
	2004	1999	2004	1999
<i>Psychotria nuda</i>	45	46	3,53	3,52
<i>Maytenus robusta</i>	49	47	2,03	2,14
<i>Gymnanthes concolor</i>	52	56	2,47	2,36
<i>Rudgea jasminoides</i>	54	62	3,07	2,8
<i>Psychotria suterella</i>	58	55	2,71	2,74
<i>Mollinedia schottiana</i>	69	69	2,66	2,16

3.4 DISCUSSÃO

3.4.1 Variações na riqueza

No Parque São Francisco a família Myrtaceae manteve-se como a mais rica em espécies entre 1999 e 2004, fato este também, observado por Melo (2000), Oliveira-Filho; Fontes (2000), Werneck et al. (2000_a), Bertani et al. (2003) e por Oliveira-Filho et al. (2004). Essa família vem sendo destacada em diversos trabalhos como a família que assume uma importância significativa nos complexos florestais próximos à costa leste brasileira (KLEIN, 1979; KLEIN, 1980; PEIXOTO; GENTRY, 1990; OLIVEIRA-FILHO; FONTES (2000); WERNECK et al., 2000_a; WERNECK et al., 2000_b; JARENKOW; WAECHTER, 2001; BERTANI et al., 2003; MORENO et al., 2003; JURINITZ; JARENKOW, 2003; SEVEGNANI, 2003; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004).

Pinto; Oliveira-Filho (1999) e Oliveira-Filho; Fontes (2000) consideram Myrtaceae e Lauraceae com forte vínculo atlântico, enquanto, Annonaceae e Fabaceae são importantes tanto na província atlântica quanto na amazônica, no entanto, Sapotaceae e Lecythidaceae são mais frequentes na província amazônica. Essa diferenciação florística possivelmente está vinculada à variáveis climáticas e

geográficas, sendo que, essas variáveis podem ter influenciado na evolução e conseqüente especiação (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000).

Oliveira-Filho; Fontes (2000) realizaram uma análise comparativa entre 102 áreas de florestas ombrófila densa do Paraná e do Sudeste brasileiro que indicou as famílias e gêneros com maior número de espécies, para florestas em altitudes baixas e altas. Esses autores destacam as seguintes famílias e gêneros para as florestas em baixa altitude: Myrtaceae (*Eugenia* e *Myrcia*), Lauraceae (*Ocotea*), Fabaceae (*Inga* e *Machaerium*) e Rubiaceae (*Psychotria*). Fato semelhante foi constatado em Blumenau: Myrtaceae (*Eugenia*- 6 espécies), Lauraceae (*Ocotea*- 6 espécies) e Rubiaceae (*Psychotria*- 4 espécies), mas os gêneros *Inga* e *Machaerium* não foram expressivos nesse levantamento.

O número de espécies na floresta ombrófila densa do Parque Natural Municipal São Francisco de Assis não variou de maneira significativa no período avaliado. Gomes (1998) e Melo (2000) corroboram esses resultados em levantamentos realizados em floresta ombrófila densa em São Paulo. Werneck et al. (2000_a) constataram decréscimo significativo em floresta decídua em Minas Gerais, num intervalo de quatro anos. Manokaran; Kochummen (1987) observaram também, um decréscimo de 6% em floresta na Malásia, entre 1947 e 1981. De modo oposto, Taylor et al. (1996) observaram um incremento significativo de 44 para 47 espécies no período, entre 1968 e 1993, em floresta semi-decídua na Uganda. Os fatores que ocasionam tais mudanças podem estar vinculadas a alta mortalidade de espécies pioneiras (MANOKARAN; KOCHUMMEN, 1987; WERNECK et al., 2000_a) e ao incremento de espécies emergentes (TAYLOR et al., 1996).

As alterações que ocorreram de 1999 a 2004 na riqueza da comunidade amostrada no Parque São Francisco de Assis estão relacionadas com a perda e o ganho de espécies raras, conforme observado pelo índice de espécies raras obtidos em 1999 e em 2004. As espécies que saíram da amostra foram: *Alchornea glandulosa*, *Eugenia catharinensis*, *Inga lushnathiana*, *Inga sessilis*, *Machaerium stipitatum* e *Miconia eichleri* e a espécie ingressante foi *Calyptranthes eugeniopsoides*. Alguns trabalhos realizados em florestas tropicais também, observaram que as alterações na riqueza estão diretamente relacionadas com a variação das espécies raras (CROW, 1980; MANOKARAN; KOCHUMMEN, 1987; SWAINE et al., 1987; TAYLOR et al., 1996; PINTO, 1997; GOMES, 1998; PINTO; OLIVEIRA-FILHO, 1999; ROLIM et al., 1999; MELO, 2000; WERNECK et al., 2000_a; BERTANI et al., 2001; GOMES et al., 2003; MARÍN et al., 2005). Desse modo, a entrada paulatina de espécies pode ser um indicativo de uma variação lenta, mas presente na diversidade das florestas tropicais.

As espécies raras estão relacionadas diretamente com a alta diversidade de espécies nas florestas tropicais (CONNELL et al., 1984; LEPSCH-CUNHA, 1996). Cavallari-Neto (2004) observou que essas espécies evoluíram para serem raras, pois o seu fluxo gênico é compatível com sua raridade, sendo de clareiras pequenas, respeitam a teoria de Janzen, possuem plântulas temporárias e apresentam dificuldades de amostragem.

Felfili; Felfili (2001) suportam tal idéia ao afirmar em que em ambientes tropicais o número de espécies é elevado, havendo distribuição desigual da abundância com poucas espécies contendo muitos indivíduos e um grande número de espécies com um número reduzido de indivíduos, podendo essas últimas serem consideradas raras localmente. De fato, no presente estudo há uma distribuição desigual da abundância

com 41,5% das espécies contendo até dois indivíduos e 22,5% contendo acima de 10 indivíduos. O percentual de espécies raras decresceu no período estudado (44,1% em 1999 e 41,5% em 2004), mas o das abundantes cresceu no mesmo período (12,6% em 1999 e 22,5% em 2004). Isso pode indicar tendência de domínio das espécies abundantes na comunidade.

Deve-se considerar que o critério de inclusão pode permitir a inclusão ou não de determinadas espécies raras na comunidade, podendo representar uma pseudo-extinção. Dessa forma, essas espécies podem estar presentes na comunidade, mas com diâmetro menor que o critério de inclusão adotado. Werneck et al. (2000_a) verificaram que as espécies raras que desaparecem na comunidade entre 1994 e 1998 estavam ainda presentes na comunidade no banco de sementes do solo. Desse modo, as espécies que saíram da amostra na comunidade em Blumenau podem ainda estar presentes na comunidade, com menor porte ou na forma de sementes. A não presença na amostra de alguma espécie, em determinado período, pode não significar sua ausência na floresta da qual se obteve a amostra. Observa-se que aparentemente as espécies são raras no espaço impedindo a compreensão de sua estrutura e dinâmica em uma pequena área amostral.

A redução ou o aumento das espécies raras na comunidade está atrelada ao fator temporal (GASTON, 1994). *Inga sessilis* apresentou variação significativa no número de indivíduos no Parque São Francisco, visto que, em 1999 foi amostrado 1 ind.ha⁻¹ e no ano de 2004 esta espécie não foi mais amostrada (Tabela 6). Na década de 60, no entanto, foram amostrados 69 ind.ha⁻¹ dessa espécie na mesma encosta do Parque São Francisco (VELOSO; KLEIN, 1968), evidenciando dessa forma uma variação na riqueza da comunidade ao longo do tempo.

Na tabela 6 realizou-se comparações entre as densidades de diferentes espécies no Parque São Francisco a partir dos trabalhos de Veloso; Klein (1968) e Sevegnani (2003) e a presente pesquisa. Observa-se redução drástica da densidade das seguintes espécies: *Ocotea aciphylla*, *Ocotea catharinensis*, *Cabralea canjerana* e *Inga sessilis*. Isso denota variação na riqueza da comunidade em 36 anos. As alterações podem estar relacionadas a exploração seletiva das madeiras (*Ocotea catharinensis*), as parcelas não amostraram o topo da encosta em 1999 e 2004 (*Ocotea aciphylla*) e a dinâmica de clareiras (*Cabralea canjerana* e *Inga sessilis*).

Tabela 6- Variações nos valores da densidade (ind.ha⁻¹) das espécies amostradas em 1968 (VELOSO; KLEIN, 1968), 1999 (SEVEGNANI, 2003) e do presente trabalho.

Espécies	1968*	1999**	2004**
<i>Euterpe edulis</i>	308	730	759
<i>Sloanea guianensis</i>	43	102	103
<i>Aparisthium cordatum</i>	43	55	50
<i>Virola bicuhyba</i>	31	31	31
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	43	34	29
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	18	29	25
<i>Aspidosperma australe</i>	36	11	12
<i>Ocotea aciphylla</i>	111	9	11
<i>Ocotea catharinensis</i>	69	11	9
<i>Cabralea canjerana</i>	25	1	1
<i>Inga sessilis</i>	69	1	0

* Critério de inclusão de 6,4 cm de DAP, realizado na mesma encosta mas não nas mesmas parcelas de 1999 e 2004 (VELOSO; KLEIN, 1968); ** critério de inclusão de 4,8 cm de DAP, em 1999 (SEVEGNANI, 2003) e em 2004 presente estudo.

De um modo geral, tem-se evidências de que a riqueza não apresentou alterações significativas no intervalo médio de cinco anos. No entanto, verificando os resultados obtidos por Veloso; Klein (1968) observa-se que houve variação na riqueza da comunidade em estudo durante os 36 anos, visto que, espécies que foram amostradas em 1968 não foram amostradas em 2004 (*Inga sessilis*, *Ilex theezans*, *Machaerium* sp.,

Alchornea glandulosa, *Nectandra lanceolata*). Percebe-se, deste modo, que a entrada e saída de espécies raras na comunidade ao longo do tempo pode alterar a riqueza de maneira significativa.

Desse modo, observa-se que meia década pode ser um período curto para medir a dinâmica das espécies em uma comunidade de organismos longevos. Ao mesmo tempo em que se verificou que as variações na riqueza não foram significativas, tem-se a perspectiva de uma entrada paulatina de espécies ao longo tempo, sendo assim seria importante verificar se há alterações bruscas no número de espécies ao longo de períodos maiores.

3.4.2 Variações na distribuição diamétrica

Na comunidade florestal do Parque São Francisco de Assis não se observou diferenças significativas na distribuição da frequência dos indivíduos e da área basal em classes de diâmetro no ano de 1999 e 2004. O mesmo resultado foi verificado por Gomes (1998) em São Paulo (de 1989 a 1995). Todavia, Werneck et al. (2000_a) observou diferenças significativas entre os dois períodos avaliados (1994-1998) quanto à distribuição dos diâmetros dos indivíduos vivos na comunidade.

A distribuição dos diâmetros em classes tanto em 1999 quanto em 2004, seguiu o padrão típico das florestas tropicais, que seria o 'J' reverso, que é evidenciado com a concentração de 60% dos indivíduos em classes até 10,8cm de diâmetro. Desta forma, a comunidade é representada pela maioria dos indivíduos com pequenos diâmetros. O padrão de 'J' reverso é encontrado em muitos trabalhos conduzidos em florestas

tropicais (TAYLOR et al., 1996; FELFILI, 1997; FELFILI et al., 2000; WERNECK et al., 2000_a; WERNECK et al., 2000_b; JURINITZ; JARENKOW, 2003; SEVEGNANI, 2003; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004; VIEIRA et al., 2004; MARÍN et al., 2005).

A ocorrência de 3% da comunidade amostrada acima de 40,8cm de diâmetro evidencia os processos históricos de distúrbios provocados pela ação antrópica aliada ao crescimento lento da floresta, condicionadas pelo clima temperado úmido de verão quente e pelo solo na área em estudo.

3.4.3 Variações estruturais

Na presente pesquisa, o índice de diversidade de Shannon (H'), calculado para a comunidade em 1999 e 2004 foi: $H' = 2,87 \text{ nats.ind.}^{-1}$ e $H' = 2,77 \text{ nats.ind.}^{-1}$, respectivamente. A equidade (J) calculada para os dois períodos foi de $J = 0,607$ (1999) e $J = 0,596$ (2004). Quando se compara os índices obtidos desse levantamento com outros levantamentos realizados em outras comunidade florestais percebe-se que os índices foram mais baixos que os demais, sendo que há diferenças significativas entre o H' desse estudo com os demais, conforme o teste t de Hutcheson (MAGURRAN, 1988) (Tabela 7). A elevada densidade de *Euterpe edulis* na comunidade em estudo afetou o índice de diversidade e de equidade. Por outro lado, deve-se considerar que H' similar estatisticamente não caracteriza que as florestas possuem a mesma composição florística. Esta comparação diz respeito ao valor de H' e não as espécies que foram amostradas em cada comunidade.

Tabela 7: Valores de diversidade de Shannon (H') e de Equidade (J) obtidos nesta e em outras comunidades de floresta ombrófila densa. (DAP= Diâmetro à Altura do Peito. 01= primeiro levantamento. 02= segundo levantamento).

Floresta Atlântica	Local	Dap (cm)	Método	Área	H' (nats.indivíduo ⁻¹)		J	
					01	02	01	02
Encosta conservada (presente estudo)	Blumenau, SC	4,8	Parcelas	1 ha	2,87	2,77	0,607	0,596
Encosta conservada (1)	Ilha do Cardoso, SP	10	Parcelas	1 ha	3,529 ^b	3,531 ^b	0,75	0,74
Encosta conservada (2)	São Paulo, SP	8	Parcelas	1 ha	3,449 ^b	3,368 ^b	0,77	0,79
Planície costeira conservada (3)	Itapoá, SC	5	Parcelas	1 ha	3,85 ^b	- ^c	0,88	- ^c
Encosta explorada (4)	Guaraqueçaba, PR	4	Parcelas	0,4 ha	3,86 ^b	- ^c	0,92	- ^c
Planície aluvial alterada (5)	Blumenau, SC	5	Parcelas	1 ha	2,38 ^a	- ^c	0,49	- ^c
Encosta alterada (6)	São Paulo, SP	6,36	Parcelas	0,4 ha	4,07 ^b	- ^c	0,85	- ^c

1- MELO (2000); 2- GOMES (1998); 3 – NEGRELLE (1995); 4- ATHAYDE (1997); 5- VIBRANS (1999); 6- SANCHEZ et al., (1999).

^a denota igualdade estatística; ^b diferença estatística ($p = 0,01$; Teste t de Hutcheson (MAGURRAN, 1988).

^c não foi realizado o segundo levantamento.

O índice de diversidade de Shannon (H') de acordo com Pinto; Oliveira-Filho (1999) é influenciado pela intensidade amostral e pelo critério de inclusão adotado na amostragem. Entretanto, H' é um bom indicador da diversidade local e pode ser utilizado na comparação de diferentes tipologias numa mesma área ou em diferentes áreas com a mesma tipologia. Dessa forma, a quantificação da riqueza de espécies nas florestas tropicais fornece uma importante informação tanto para pesquisa quanto para o planejamento das ações de conservação e manejo (TACKAMERRY, et al., 1997)

O H' entre os anos de 1999 e de 2004 não diferiu significativamente, pois o número de espécies e a densidade não sofreram alterações significativas. Werneck et al. (2000_a) e Gomes et al. (2003) corroboram esse resultado em seus estudos. Entretanto, Felfili et al. (2000) verificou diferenças significativas em relação ao H' do ano de 1985 (3,46 nats.ind.⁻¹) e do ano de 1994 (3,36 nats.ind.⁻¹).

A ausência de diferenças nos valores de H' entre os levantamentos desse estudo pode indicar que o número de espécies não esteja variando de modo significativo. Entretanto, torna-se importante ressaltar que o tempo do estudo (cinco anos) pode não ser suficiente para observar modificações na diversidade da comunidade. É digno de nota que os padrões de variação nas comunidades têm escalas diferentes no tempo e no espaço (RICKLEFS, 2003). Essas variações podem ser mascaradas em períodos mais curtos de monitoramento ou por intervalos muito longos entre uma mediação e outra. Rolim et al. (1999) verificaram a importância de intervalos curtos entre as medições (3 a 5 anos) e de períodos longos para os estudos.

A alteração significativa na estrutura da comunidade ao longo dos cinco anos está relacionada à área basal ($p < 0,01$). Houve uma redução de 4,2% na área basal da comunidade entre 1999 e 2004. No entanto, considerando somente os indivíduos que sobreviveram entre 1999 e 2004, houve um aumento de 5% na área basal, sendo este aumento significativo ($p < 0,01$). As modificações que ocorreram na estrutura de área basal da comunidade em Blumenau deve-se aos processos de morte de indivíduos de grande porte, que não foram compensadas pelo crescimento em diâmetro dos indivíduos ou pela entrada de novos indivíduos na comunidade. A morte de *Ocotea catharinensis*, espécie ocasional, foi significativa para redução da área basal da comunidade em estudo, visto que, a morte de somente um indivíduo reduziu em $0,4 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ a área basal da comunidade.

As variações encontradas na área basal da comunidade do presente estudo diferem dos trabalhos realizados por Manokaran; Kochumen (1987), Taylor et al. (1996), Rolim (1997), Gomes (1998); Rolim et al. (1999), Melo (2000), Werneck et al. (2000_a) e por Marín et al. (2005), visto que, esses autores encontraram diferenças

significativas para o aumento na área basal entre levantamentos realizados. Esses mesmos autores relatam que o aumento da área basal está relacionado ao crescimento dos indivíduos. Outros trabalhos (FELFILI et al., 2000; MIURA et al., 2001), entretanto, verificaram uma redução significativa na área basal. Os mesmos autores relatam que a redução da área basal está relacionada com a mortalidade de indivíduos com grande área basal.

Quanto ao número de indivíduos entre dois levantamentos no presente estudo, observou-se que não houve diferença significativa ($p > 0,01$). O mesmo padrão foi observado por Melo (2000) e Rolim et al. (1999) em floresta ombrófila densa. Entretanto, Taylor et al. (1996) e Gomes (1998) encontraram diferença significativa com o aumento de 10,7% e 12% na densidade, respectivamente. Manokaran; Kochummen (1987) e Werneck et al. (2000_a) observaram que as alterações mais expressivas ocorridas na comunidade, durante quatro e 34 anos respectivamente, foram a diminuição significativa da densidade e o ligeiro aumento da área basal total dos indivíduos.

Crow (1980) em estudos realizados em Porto Rico num intervalo de 30 anos, conclui que as florestas analisadas possuem pelo menos duas fases distintas, sendo que a primeira fase é caracterizada pelo incremento na área basal e no número de indivíduos e a segunda fase apresenta uma redução da área basal e um declínio no número de indivíduos. De fato florestas mais maduras, em relação às florestas mais jovens, apresentam tal padrão (CRAWLEY, 1997). Entretanto, para avaliar essas fases em um ambiente florestal são necessários estudos que contemplem longos períodos, visto que, as árvores são organismos longevos.

Swaine et al. (1987), Felfili (1995), Taylor et al. (1996) e Rolim et al. (1999) sugerem que a comunidade apresenta um equilíbrio dinâmico, tendo períodos de muita mortalidade (quando há redução da densidade e da área basal) seguido por outro de grande recrutamento (quando novos indivíduos ocupam as clareiras). Essa dinâmica mantém a estrutura e a composição da comunidade ao longo do tempo. Entretanto, deve-se considerar que a comunidade pode estar se mantendo, mas as espécies podem estar sofrendo alterações na densidade e na dominância (CRAWLEY, 1997).

As espécies *Psychotria longipes*, *Aparisthium cordatum* e *Hieronyma alchorneoides* tiveram as alterações mais expressivas em termos de redução de densidade na comunidade estudada. A redução no número de indivíduos dessas espécies pode estar vinculada, provavelmente, a queda de indivíduos maiores sobre elas ou ainda pelo ciclo de vida que estas espécies apresentam. No entanto, *Euterpe edulis* e *Rudgea recurva* tiveram aumento da densidade no período avaliado. Esse aumento está relacionado ao recrutamento dessas espécies. O aumento ou redução na densidade dessas espécies não foi significativo para alterar a densidade a comunidade de 1999 para 2004. No entanto, a redução da área basal das espécies ocasionais (*Ocotea catharinensis* e *Ocotea odorifera*) alterou de maneira significativa a área basal total da comunidade de 1999 para 2004.

As espécies que tiveram os valores mais altos do índice do valor de importância (IVI), nos dois levantamentos em Blumenau foram: *Euterpe edulis*, *Sloanea guianensis*, *Rudgea recurva*, *Hieronyma alchorneoides*, *Cryptocarya moschata* e *Virola bicuhyba*. É digno de nota os levantamentos realizados no Parque São Francisco por Veloso; Klein (1968), visto que em 1968 as espécies *Ocotea Catharinensis*, *Sloanea guianensis*, *Calyptranthes eugeniopsoides* obtiveram altos valores sociológicos. Pode-

se observar, deste modo, uma alteração na abundância das espécies durante os 36 anos da comunidade em estudo. Isso denota claramente que cinco anos é um tempo curto para medir as variações significativas que ocorrem numa comunidade florestal.

A espécie *Euterpe edulis* apresenta-se como a mais importante na ordenação do IVI nos dois levantamentos principalmente, em função de seus altos valores de densidade relativa. Muitos trabalhos constataram que a espécie *Euterpe edulis* assume uma importância significativa na floresta ombrófila densa no contexto sinecológico e ecológico (NEGRELLE, 1995; ATHAYDE, 1997; VIBRANS, 1999; MELO, 2000; REIS et al., 2000; JARENKOW; WAECHTER, 2001; MORENO et al., 2003; SEVEGNANI, 2003).

Deve-se considerar que *Euterpe edulis* em 1968 foi considerada como uma espécie em vias de invasão na comunidade do Parque São Francisco, visto que havia um grande número de exemplares jovens nos levantamentos realizados por Veloso; Klein (1968). Além disso, a exploração seletiva de madeira e a consequente abertura de clareiras pode ter beneficiado essa espécie na comunidade em estudo. Illenseer; Paulilo (2002) corroboram ao afirmar que plantas jovens de *Euterpe edulis* se desenvolvem melhor em função da eficiência na utilização de nutrientes e da taxa de assimilação líquida de carbono sob maior irradiância.

A espécie *Euterpe edulis* apresenta numerosos indivíduos de pequeno a médio porte como estratégia de ocupação nas florestas tropicais (MELO, 2000; REIS et al., 2000), fato que foi observado ao longo das parcelas amostradas neste trabalho. Esta mesma estratégia é apresentada também por *Rudgea recurva*, espécie típica do sub-

bosque (KLEIN, 1979), que apresenta alta densidade e frequência mas pequena área basal.

Melo (2000) destaca outra estratégia de ocupação das áreas florestais que ocorre com espécies de grande porte, mas com pequeno número indivíduos. Na amostragem, pode-se citar a espécie *Ficus gomelleira*, cujo os jovens iniciam seu desenvolvimento como epífitas e posteriormente matam o hospedeiro e ocupam o seu lugar na floresta, que possuem um número de indivíduos (2 ind. ha^{-1} com DAP \square 4,8 cm) inferior ao número de indivíduos de *Euterpe edulis*.

Estratégia diversa das citadas anteriormente é aquela apresentada por espécies com densidade elevada e indivíduos de grande porte (GOMES, 1998; MELO, 2000). As espécies que apresentam esta estratégia no presente estudo podem ser *Sloanea guianensis*, *Virola bicuhyba* e *Brosimum lactescens*. Essas espécies apresentam sementes recalcitrantes não formando banco de sementes, podendo exigir ou não clareiras para o seu estabelecimento.

De maneira geral, a estrutura e riqueza da comunidade em estudo manteve-se durante o no intervalo médio de cinco anos. Essa situação ocorreu porque o número de espécies e a densidade da comunidade não variaram de modo significativo. Ocorreu, no entanto, decréscimo da área basal total da comunidade e um acréscimo da área basal dos indivíduos no período de cinco anos.

REFERÊNCIAS

ATHAYDE, S. F. **Composição florística e estrutura fitossociológica em quatro estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa Submontana como subsídio ao manejo ambiental.** Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1997.

BAKKER, J. P.; et al. Why do we need permanent plot in the study of long term vegetation dynamics? **Journal of vegetation science**, 7:147-156. 1996.

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecology: individuals, populations and communities.** 2nd edition .London: Blackwell, 1990.

BERTANI, D. F.; et al. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Revista brasileira de botânica**, 24:11-23.2001.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações.** São Paulo: Artmed, 2003.

CAVALLARI-NETO, M. **Efeito do manejo na diversidade genética de populações naturais de *Tabebuia cassinoides* Lam (DC), por marcadores isoenzimáticos.** Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais)- Universidade de São Paulo, Piracicada, 2004.

CONNELL, J. H.; TRACEY, J. G.; WEBB, L. J. Compensatory recruitment, growth and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. **Ecological monographs**, 54:141-164. 1984.

CRAWLEY, M. J. The structure of plant communities. In: CRAWLEY, M. J. (edit.). **Plant ecology.** 2nd ed. Oxford: Blackwell Science. p. 475-531. 1997.

CROW, T. R. A rainforest chronicle: a 30 year record of change in structure and composition at El Verde, Puerto Rico. **Biotropica**, 12:42-55. 1980.

DORIA-FILHO, V. **Introdução à bioestatística.** 2nd ed. São Paulo: Negócio, 1999.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1999.

FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama fallery forest in central Brazil over six-year period (1985-1991). **Journal of tropical ecology**, 11:67-83. 1995.

FELFILI, J. M. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six year period (1985 – 1991). **Revista Brasileira de Botânica**, 20:155-162. 1997.

FELFILI, M. J.; et al. Changes in the floristic composition of cerrado sensu stricto in Brazil over a nine-year period. **Journal of tropical ecology**, 16:579-590. 2000.

FELFILI, M. C.; FELFILI, J. M. Diversidade alfa e beta no cerrado sensu stricto da Chapada Pratinha, Brasil. **Acta botânica brasílica**, 15:243-254. 2001.

GAPLAN. **Atlas de Santa Catarina**. Aerofoto Cruzeiro. 1986.

GASTON, K. J. **Rarity**. London: Chapman e Hall, 1994.

GOMES, E. P. C. **Dinâmica do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP**. Tese (Doutorado em ciências na área de Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.

GOMES, E. P. C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P. Y. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. **Revista brasileira de biologia**, 63:47-60. 2003.

GORENSTEIN, M. R. **Métodos de amostragem no levantamento da comunidade arbórea em floresta estacional semidecidual**. Dissertação (Mestre em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

HAMILTON, M. B. Tropical tree gene flow and seed dispersal. **Nature**, 401:129. 1999.

ILLENSEER, R.; PAULILO, M. T. S. Crescimento e eficiência na utilização de nutrientes em plantas jovens de *Euterpe edulis* Mart. sob dois níveis de irradiância, nitrogênio e fósforo. **Acta botânica brasílica**, 16:385-394. 2002.

JARENKOW, J. A.; WAECHTER, J. L. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista brasileira de botânica**, 24:263-272. 2001.

JURINITZ, C. F.; JARENKOW, J. A. Estrutura do componente arbóreo de uma floresta estacional na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista brasileira de botânica**, 26:475-487. 2003.

KENNARD, D. K. Secondary forest succession in tropical dry forest: patterns of development across a 50 year chronosequence in lowland Bolivia. **Journal of tropical ecology**, 18:53-66. 2002.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, 31:1-164. 1979.

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

KILLEEN, T. J.; et al. Diversity, composition and structure of a tropical semideciduous forest in the Chiquitania region of Santa Cruz, Bolovia. **Journal of tropical ecology**, 14:803-827. 1998.

KOEPPEN, W. **Climatologia**. México: Fondo de Cultura, 1948.

LEPSCH-CUNHA, N. **Variabilidade genética intrapopulacional de duas espécies de baixa densidade na Amazônia Central: *Couratari multiflora* (J. E. Smith) Eyma e *Couratari guianensis* Aublet**. Dissertação (Mestrado)- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1996.

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

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University, 1988.

MARÍN, G. C.; et al. Stand dynamics and basal area change in a tropical dry forest reserve in Nicaragua. **Forest ecology and management**, 208:63-75. 2005.

MELO, M. M. da R. F. de. **Demografia de árvores em floresta pluvial tropical atlântica, Ilha do Cardoso, SP, Brasil**. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

MELO, M. S. **Florística, fitossociologia e dinâmica de duas florestas secundárias antigas com histórias de uso diferentes no nordeste do Pará-Brasil**. Dissertação (Mestrado)- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

MIURA, M.; et al. Forest canopy and community dynamics in a temperate old-growth evergreen broad-leaved forest, south-western Japan: a 7 year study of a 4 ha plot. **Journal of ecology**, 89:841-849. 2001.

MORENO, M. R.; NASCIMENTO, M. T.; KURTZ, B. C. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na mata atlântica de encosta da região de Imbé, RJ. **Acta botânica brasílica**, 17:371-386. 2003.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley e Sons, 1974.

NASCIMENTO, H. E. M.; et al. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista brasileira de biologia**, 59:329-342. 1999.

NEGRELLE, R. B. **Composição florística, estrutura fitossociológica e dinâmica de regeneração da floresta atlântica na reserva Volta Velha, Itapoá, SC**. Tese (Doutorado) –Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; et al. Estrutura fitsociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego dos Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). **Revista brasileira de botânica**, 77:67-85. 1994.

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

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; et al. Variações estruturais do comportamento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista brasileira de botânica**, 27:291-309. 2004.

PEIXOTO, A. L.; GENTRY, A. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). **Revista brasileira de botânica**, 13:19-25. 1990.

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

PINTO, J. R. R.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. de. Perfil florístico e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista brasileira de botânica**, 22:53-67. 1999.

REIS, M. S.; CONTE, R.; NODARI, R. O.; et al. Manejo sustentável do palmiteiro. In: REIS, M. S. do; REIS, A. (edit.). **Euterpe edulis Martius (Palmiteiro)**: Biologia, conservação e manejo. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. p. 202-224. 2000.

RENNOLLS, K.; LAUMONIER, Y. Species diversity structure analysis at two sites in the tropical rain forest of Sumatra. **Journal of tropical ecology**, 16:253-270. 2000.

RICKLEFS, R. E. **Economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara, 2003.

ROLIM, S. G. **Dinâmica da floresta atlântica em Linhares (ES)-(1980-1995)**. Dissertação (Mestrado)- Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. Z. do; JESUS, R. M. de. Mortalidade e recrutamento de árvores na floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia florestalis**, 55:49-69. 1999.

SÁNCHEZ, M.; et al. Composição florística de um trecho de floresta ripária na Mata Atlântica em Picinguaba, Ubatuba, SP. **Revista brasileira de botânica**, 22:31-42. 1999.

SEVEGNANI, L. **Dinâmica de população de *Virola bicuhyba* (Schott) Warb. (Myristicaceae) e Fitossociologia de Floresta Pluvial Atlântica, sob clima temperado, Blumenau, SC**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2003.

SHEIL, D. Species richness, tropical forest dynamics and sampling: questioning cause and effect. **Oikos**, 76:587-589. 1996.

SHEPHERD, G. J. **Fitopac 1.0, manual de instruções**. Campinas: Departamento de Botânica- UNICAMP, 1988.

SWAINE, M. D.; HALL, J. B.; ALEXANDER, I. J. Tree population dynamics at Kade, Ghana (1968-1982). **Journal of tropical ecology**, 3:331-345. 1987.

TAYLOR, D. M.; P.; et al. Stand dynamics in Mpanga Research Forest Reserve, Uganda, 1968-1993. **Journal of tropical ecology**, 12:583-597. 1996.

TACKABERRY, R.; et al. Estimating species richness in tropical forest: the missing species extrapolation technique. **Journal of tropical ecology**, 13:449-458. 1997.

VELOSO, H. P.; KLEIN, R. M. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do sul do Brasil VI: agrupamentos arbóreos dos contra-fortes da Serra Geral, situados ao Sul da Costa catarinense e ao Norte da Costa sul-riograndense. **Sellowia**, 20:127-180. 1968.

VIBRANS, A. C. **Subsídios para o manejo de uma floresta secundária no Salto Weissbach em Blumenau, SC**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 1999.

VIEIRA, S.; et al. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forest. **Oecologia**, 140:468-479. 2004.

WERNECK, M. de S.; FRANCESCHINELLI, E. V.; TAMEIRÃO-NETO, E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, 23:399-411. 2000_a.

WERNECK, M. S.; et al. Florística e estrutura de três trechos de uma floresta semidecídua na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista brasileira de botânica**, 23:97-106. 2000_b.

CAPÍTULO 4

CRESCIMENTO, RECRUTAMENTO E MORTALIDADE DO COMPONENTE ARBÓREO EM UM TRECHO DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA EM BLUMENAU, SC

4.1 INTRODUÇÃO

Estudos com enfoque nas mudanças espaciais e temporais em florestas tropicais são necessários para que se possa estabelecer diferenças entre os impactos causados pelas atividades antrópicas, especialmente as de manejo e exploração, bem como pelos processos dinâmicos naturais.

Ao estudar a dinâmica de comunidades, as pesquisas constataram que as modificações naturais que ocorrem dentro de cada população refletem-se na

comunidade (MYSTER; PICKETT, 1992; MELO 2000; WERNECK et al. 2000). Conforme Werneck et al. (2000) modificações ocorridas na estrutura das populações acarretaram pequena variação temporal na diversidade da comunidade em um trecho de floresta decídua, em Minas Gerais. Os estudos efetuados por Melo (2000) na Ilha do Cardoso, em São Paulo, mostraram que houveram mudanças acentuadas na fisionomia da comunidade em decorrência da alteração do padrão de cobertura do dossel, que levou, possivelmente ao aumento da mortalidade dos indivíduos. Sendo assim, existe um reflexo nas características das comunidades em decorrência do conjunto de respostas individuais (BEGON et al., 1990).

As modificações que ocorrem em uma comunidade num determinado intervalo de tempo podem estar atreladas com a taxa de crescimento, a taxa de mortalidade, a taxa de recrutamento, a distribuição vertical e a distribuição espacial dos indivíduos dentro da população, as quais poderão refletir na dinâmica da comunidade (BAZZAZ et al., 1987; CRAWLEY, 1997; RICKLEFS, 2003).

O crescimento da comunidade vegetal pode ser considerado como o aumento de seu tamanho (SCHNEIDER, 1993). As espécies arbóreas de florestas tropicais geralmente crescem muito lentamente, mesmo tendo condições favoráveis de temperatura e precipitação (PULZ, 1998; MELO, 2000). Deve-se considerar, entretanto, que as espécies pioneiras podem ter altas taxas de crescimento (SCOLFORO et al., 1998). Outra observação importante seria que há uma forte correlação entre o crescimento diamétrico e a quantidade de luz recebida pelas copas, sendo que, árvores que recebem luz em toda a área superior da copa podem crescer até três vezes mais do que aquelas que recebem luz pelas laterais, ou ainda, que recebem luz difusa (PULZ, 1998; SCOLFORO et al., 1998).

Dessa forma, deve-se considerar que a taxa de crescimento das espécies em uma comunidade está vinculada a fatores, tais como, comprimento do dia, temperatura, pluviosidade (SCHNEIDER, 1993), a disponibilidade de recursos, densidade e com a estratégia de história de vida (RICKLEFS, 2003).

A alteração da taxa de crescimento de uma comunidade pode estar atrelada a densidade, visto que quando maior a quantidade de indivíduos maior será a competição por recursos (TILMAN, 1988). Grande número de indivíduos pode levar à diminuição nos recursos disponíveis no hábitat, provocando diminuição na taxa de crescimento dos indivíduos que ocorrem na comunidade (BEGON et al., 1990). Desta forma, o tamanho individual das plantas está relacionado com a viabilidade dos recursos, conforme evidenciado por Solbrig (1980) que observou um aumento significativo no tamanho individual das plantas quando havia uma maior disponibilidade de suprimento alimentar e espaço.

Alta densidade de indivíduos numa determinada área pode alterar as condições ambientais acarretando em modificações na taxa de crescimento (CLARK; CLARK, 1984; HARMS et al., 2000; LAMBERS et al., 2002; LEIMU; SYRJÄNEM, 2002). O efeito também pode estar relacionado com uma elevada taxa de herbivoria (CLARK; CLARK, 1984), pela diminuição no sucesso reprodutivo ocasionado pela competição pelos recursos limitados (LEIMU; SYRJÄNEM, 2002), ou ainda mudanças na exposição à luz no que diz respeito a sua qualidade, já que a presença de um indivíduo pode alterar significativamente a absorção do espectro luminoso de outro indivíduo (O'BRIEN et al., 1995; LÜTGE, 1997; RICHARDS, 1998). A radiação solar é um dos principais fatores ambientais que influenciam de modo direto o crescimento de uma planta (BARBOUR et al., 1987).

A taxa de crescimento pode ser analisada principalmente em função do incremento no diâmetro e na altura. O crescimento no diâmetro dos indivíduos arbóreos pode variar em função da mortalidade, onde uma diminuição significativa da densidade pode resultar em um rápido aumento da área basal total de uma comunidade florestal (WERNECK et al., 2000). O crescimento em altura de indivíduos arbóreos em ambientes florestais pode estar correlacionado com a abertura do dossel, sendo neste caso a luz o fator limitante ao crescimento (STERCK; BONGERS, 2001).

O tempo de passagem de uma classe de diâmetro para outra, considerando-se as taxas de incremento anual, médio ou máximo do diâmetro, em geral, pode levar décadas nas classes de diâmetros menores, podendo chegar a séculos nas classes de tamanhos intermediários (CLARK; CLARK, 1992; CONDIT et al., 1992; CONDIT et al., 1996). Marques; Joly (2000) suportaram tal evidência ao afirmar que para a espécie *Calophyllum brasiliense*, em São Paulo, o crescimento pareceu ser muito lento, principalmente entre os jovens, sub-adultos e adultos. Clark; Clark (1992) obtiveram como resultados, para espécies florestais na Costa Rica, que o tempo médio gasto por uma plântula para atingir o diâmetro de 30 cm pode ser de até 4 séculos. Algumas espécies arbóreas, no Panamá, necessitam, em média, 16 anos para atingir 1 cm de diâmetro (CONDIT et al., 1992). Deste modo, observa-se que as espécies florestais possuem crescimento lento e que a passagem de uma classe de diâmetro para outra pode ser de séculos ou pode levar períodos relativamente curtos. Entretanto, deve-se considerar que há espécies e indivíduos que possuem um crescimento rápido e que a passagem de uma classe de diâmetro para outra pode não levar séculos.

Solbrig (1980) relata que a maioria das comunidades vegetais mostra distribuição dos diâmetros com predominância de indivíduos nas classes menores e

poucos nas maiores. Este padrão de distribuição das classes diâmetrica é definido como padrão de J-reverso, mas para determinadas espécies podem ocorrer padrões diferenciados (FELFILI, 1997). A distribuição dos diâmetros em um padrão de J-reverso pode indicar a capacidade de auto regeneração da comunidade florestal, já que há uma maior representação dos indivíduos jovens e plântulas (OLIVEIRA et al., 1989; FELFILI, 1997; RICKLEFS, 2003).

A capacidade de auto-regeneração da comunidade florestal pode ser explicada em decorrência da alta mortalidade dos indivíduos nos primeiros anos de desenvolvimento devido a mudanças nas condições do hábitat, tais como, soterramento por matéria orgânica que cai do dossel e pelo encharcamento nas plântulas (OLIVEIRA et al., 1989; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994; MARQUES; JOLY, 2000; SEVEGNANI, 2003). Sendo assim, muitas plântulas seriam necessárias para gerar um único adulto, devido à alta taxa de mortalidade dos indivíduos nesta fase (MARQUES; JOLY, 2000; SEVEGNANI, 2003).

As taxas de mortalidade podem ser diferenciadas ao longo do ciclo de vida de uma planta, sendo a curva de sobrevivência menor logo após a germinação dos indivíduos (SILVERTOWN, 1987; BEGON et al., 1990).

A taxa de recrutamento pode ser definida como a parcela da população que muda em tamanho durante um intervalo de tempo, ou ainda, a passagem de uma classe de diâmetro para outra (BEGON et al., 1990).

A taxa de mortalidade e de recrutamento de árvores pode ser irregular quando se consideram pequenas escalas espaciais e temporais, mas ao se tomar uma grande área

coberta por floresta e um intervalo de tempo significativo, pode se ter a estimativas mais coerentes em relação a essas taxas vitais (SHEIL; MAY, 1996).

A possibilidade de mensurar as taxas de mortalidade permite relacionar a morte de um indivíduo e as alterações das condições microambientais, alterações estas que propiciam tanto o aumento das taxas de crescimento das árvores vizinhas quanto a maior chance de morte de outras árvores (SWAINE et al., 1987_a). Estudos realizados por Lang; Knight (1983) constataram que em muitos casos a diminuição na densidade da comunidade pode estar correlacionada com o incremento na taxa de crescimento dos indivíduos.

As árvores em diferentes trechos de uma floresta podem ser mais vulneráveis à morte devido à característica do sítio: encostas íngremes, solos rasos ou outras (MELO, 2000). Em decorrência dessas características alteram-se os fatores ecológicos e as taxas de mortalidade podem variar muito entre as espécies, sendo nulo para algumas e elevado para outras (GOMES, 1998; MELO, 2000). Gomes (1998) em estudo realizado em São Paulo, no componente arbóreo observou que a taxa de mortalidade não diferiu de modo significativo entre as espécies. Entretanto, Melo (2000) constatou que dentre as espécies abundantes do componente dominante, *Malouetia arborea* e *Psychotria nuda* tiveram as mais altas taxas de mortalidade, 4,64 e 4,03%.ano⁻¹, respectivamente.

Estudos realizados em formações florestais tropicais durante um período de 10 anos verificaram que a taxa de mortalidade para a comunidade foi de 20%, enquanto que a de recrutamento foi de 9% (LANG; KNIGHT, 1983). Mas, estudos do componente arbóreo de floresta tropical num período de 6 anos, constataram que a taxa de mortalidade (1,67%.ano⁻¹) foi muito inferior à taxa de recrutamento (3,46%.ano⁻¹),

refletindo no aumento da densidade de indivíduos na comunidade (GOMES, 1998). Isto demonstra que diferentes comunidades apresentam diferentes taxas e diferentes respostas as condições ambientais. Desta forma, as espécies em uma comunidade podem apresentar tanto uma alta taxa de mortalidade e uma pequena taxa de recrutamento quanto uma alta taxa de recrutamento e baixa de mortalidade, ou ainda as taxas de mortalidade e recrutamento similares (LANG; KNIGHT, 1983).

A taxa de mortalidade e de recrutamento se reflete no número de espécies e de indivíduos em uma comunidade (SILVERTOWN, 1987). O número de indivíduos de uma espécie em uma comunidade é determinado, também pelo sucesso na fase de estabelecimento, já que nesse período há uma alta taxa de mortalidade devido às dificuldades deste estágio (SOLBRIG, 1980). Porém, o número de indivíduos pode ainda, estar condicionado aos espaços disponíveis para a colonização (FOLI et al., 2003). Nem todas as espécies que invadem estes espaços têm êxito no recrutamento, pois muitas vezes não podem competir efetivamente nos sítios de germinação (RICKLEFS, 2003).

Diante destas afirmações observa-se que o recrutamento e a mortalidade são de extrema importância para estudos que visem avaliar o crescimento de uma comunidade ao longo do tempo. Pulz (1998) reforça essa importância salientando que o recrutamento realimenta a floresta com novos indivíduos.

As comunidades apresentam um comportamento dinâmico, em função das taxas de mortalidade, recrutamento e de crescimento dos indivíduos. Conforme van der Maarel (1988) um dos indícios de que a comunidade está em processo dinâmico é a sua flutuação ao longo do tempo. As comunidades tendem a flutuar sob a influência de

vários fatores físicos e biológicos que acarretam mudanças no número de indivíduos em relação ao tempo e ao espaço (van der MAAREL, 1988; WATKINSON, 1997).

Atualmente, as florestas tropicais vêm recebendo um novo enfoque quanto à sua utilização, onde são incorporados princípios que conciliam conservação com economicidade (REIS et al., 2000). Nesse caso, as florestas precisam ser exploradas racionalmente para permitir a manutenção da diversidade dos ecossistemas florestais.

A exploração racional dos recursos florestais é possível mediante um sistema de manejo de espécies com potencial econômico, mas é necessário o conhecimento da autoecologia de cada uma dessas espécies para a realização do manejo (REIS et al., 2000; RIBEIRO; ODORIZZI, 2000). A principal preocupação em projetos de manejo é a garantia de uma contínua regeneração natural. Um dos aspectos mais importantes, conforme Conte et al. (2000), é o conhecimento das taxas de crescimento das espécies a serem manejadas.

É necessário ressaltar, entretanto, numa extração típica de madeira os danos ecológicos à estrutura da floresta são grandes, visto que, para cada árvore derrubada cerca de 28 outras, com diâmetro menor do que 10 cm são danificadas (VIDAL et al., 1997; VIDAL et al., 2002). Além disso, o dossel da floresta pode ser reduzido à metade, criando grande clareiras (VERÍSSIMO et al., 1992; VIDAL et al., 2002). No entanto, o uso de técnicas de manejo reduzem em até 30% os danos causados à estrutura da floresta (VIDAL et al., 1997; VIDAL et al., 2002). Porém, para se manejar é necessário conhecer as taxas de crescimento, recrutamento e mortalidade das espécies que compõe a comunidade.

Conforme as afirmações expostas acima, torna-se necessário compreender a dinâmica das comunidades arbóreas, possibilitando acessar informações de como uma determinada espécie está explorando o ambiente, sua capacidade de regeneração, sua taxa de crescimento ou ainda a ocorrência de perturbações anteriores naquele ambiente através dos padrões de distribuição da espécie. Portanto, a compreensão do processo de dinâmica florestal torna-se importante não somente para a caracterização da estrutura e distribuição da comunidade e o entendimento da ecologia das comunidades vegetais, mas também para os manejos florestais (VIDAL et al., 1999). Desse modo, a compreensão da dinâmica florestal vem se tornando um poderoso fulcro para atividades de conservação e ações de manejo florestal. Assim sendo, tem-se a necessidade de uma indagação minuciosa dos processos de flutuação das comunidades.

Embasada nas assertivas apresentadas anteriormente, este trabalho pretende contribuir para o conhecimento da dinâmica da comunidade em floresta ombrófila densa. O presente trabalho objetivou, principalmente: determinar as taxas de crescimento, mortalidade e de recrutamento das espécies abundantes e da comunidade; analisar o crescimento, mortalidade e recrutamento da comunidade segregada em classes de diâmetro; verificar a ocorrência de crescimento em diâmetro da comunidade em função da maior taxa de mortalidade nas unidades amostrais; verificar como as alterações que ocorrem nas espécies abundantes em função das taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento podem interferir na dinâmica da comunidade.

Formularam-se as seguintes perguntas de pesquisa: as taxas de mortalidade foram compensadas pelas taxas de recrutamento? As taxas de crescimento variaram em função das classes de diâmetro?

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de Estudo

O levantamento foi realizado no Parque Natural Municipal São Francisco de Assis (aproximadamente 26°55'S e 49°05'W; 35 a 135m de altitude), Blumenau, Santa Catarina. Possui área de 23 ha circundada por área de proteção ambiental (APA) de 43 ha. Predomina argissolo vermelho-amarelo (EMBRAPA, 1999). O clima é temperado úmido de verão quente (Cfa) (KOEPPEN, 1948). Parque Natural Municipal São Francisco de Assis encontra-se coberto por Floresta Ombrófila Densa (GAPLAN, 1986).

4.2.2 Levantamento dos dados em campo

Durante o período de abril a julho de 1999, foi realizado levantamento em 40 unidades amostrais de 10m x 25m (totalizando 1 hectare) (SEVEGNANI, 2003). Amostrou-se somente os indivíduos arbóreos vivos, exceto xaxim, que tiveram o perímetro do caule a 1,30m de altura do solo (PAP) igual ou superior a 15 cm. As

árvores ramificadas abaixo de 1,30m altura do solo tiveram, além do tronco principal, todas as demais medidas. Os indivíduos foram marcados com uma etiqueta plástica numerada, no local da medida.

O segundo levantamento foi realizado na mesma área no período de abril a dezembro de 2004, quando então remediou-se os indivíduos existentes nas 40 unidades amostrais e com o mesmo critério de inclusão descritos anteriormente. Os indivíduos arbóreos, que receberam as etiquetas plásticas numeradas no primeiro levantamento foram localizados e tiveram seus troncos mensurados. Os indivíduos que ainda não haviam sido amostrados no primeiro levantamento, pois não atendiam ao critério de inclusão, mas que no segundo levantamento obtiveram $PAP \geq 15\text{cm}$ foram medidos e identificados e inclusos na amostra.

O número de árvores e espécies amostradas foi registrado, no primeiro levantamento, levando-se em conta somente as árvores vivas e, no segundo levantamento todas aquelas que, entre os dois levantamentos, crescerem, morreram ou que foram recrutadas. Porém, no segundo levantamento somente foram consideradas como árvores mortas àquelas que receberam etiqueta plástica em 1999.

4.2.3 Tratamento e análise dos dados

4.2.3.1 Crescimento

Para proceder a análise de crescimento as espécies foram divididas em: espécies raras (representadas por 1 e 2 indivíduos por hectare), espécies ocasionais (representadas por 3 e 9 indivíduos por hectare) e espécies abundantes (aquelas que tiverem ao menos 10 indivíduos por hectare do primeiro levantamento) (MELO, 2000).

Para o presente trabalho optou-se fazer a análise das espécies abundantes, sendo elas, em ordem alfabética, na comunidade são: *Aparisthmium cordatum*, *Aspidosperma australe*, *Bathysa australis*, *Brosimum lactescens*, *Calyptranthes lucida*, *Cryptocarya aschersoniana*, *Euterpe edulis*, *Garcinia gardneriana*, *Gomidesia tijucensis*, *Guapira opposita*, *Guatteria australis*, *Gymnanthes concolor*, *Hieronyma alchorneoides*, *Hirtella hebeclada*, *Marlierea obscura*, *Maytenus robusta*, *Mollinedia schottiana*, *Ocotea aciphylla*, *Pourouma guianensis*, *Protium kleinii*, *Psychotria nuda*, *Psychotria suterella*, *Rudgea jasminoides*, *Rudgea recurva*, *Sloanea guianensis*, *Tapirira guianensis* e *Virola bicuhyba*

Com base nos dados registrados, foi calculada para as espécies abundantes a taxa de crescimento, sendo considerado a diferença dos diâmetros de cada indivíduo no tempo t_1 (1999) e no tempo t_2 (2004). As diferenças das taxas de crescimento entre as espécies com 30 ou mais indivíduos foram avaliadas através da análise de variância (ANOVA). Em complementação, e com a finalidade de se verificar as diferenças das taxas de crescimento entre as espécies (com 30 ou mais indivíduos), foi efetuado o teste de Tukey-Kramer, ambos os testes a um nível de significância de 1%. Foram escolhidas as espécies com 30 ou mais indivíduos para se obter mais confiabilidade dos dados.

Para a comunidade foi calculada a taxa de crescimento considerando os sobreviventes do primeiro levantamento e excluindo aqueles que entraram no segundo

levantamento. A fórmula utilizada para o cálculo da taxa de crescimento absoluto do diâmetro do caule a 1,30m do solo, em centímetros (MELO, 2000), foi a seguinte:

$$Tca = \sum_{i=1}^n DAPt_2 - DAPt_1$$

onde:

DAP_{t₁} - medida do diâmetro do caule a 1,30m de altura do solo, em centímetros, no primeiro levantamento de cada indivíduo;

DAP_{t₂} - medida em centímetro do diâmetro do caule no segundo levantamento de cada indivíduo.

Para avaliar a relação entre a densidade dos indivíduos por unidade amostral e taxa de crescimento em diâmetro absoluto foi realizada análises de regressão e correlação linear. Foram realizadas análises de regressão e correlação linear para verificar a relação entre a área basal dos indivíduos mortos no período estudado (1999-2004) e a taxas de crescimento em diâmetro absoluto da comunidade e da espécie *Euterpe edulis* por unidade amostral.

A fórmula utilizada para o cálculo da taxa média de crescimento absoluto do diâmetro do caule a 1,30m do solo, em centímetros para a comunidade e para as populações abundantes (MELO, 2000), foi a seguinte:

$$Tmca = \sum_{i=1}^n \frac{DAPt_2 - DAPt_1}{\Delta t}$$

onde:

DAP_{t_1} = medida do diâmetro do caule a 1,30m de altura do solo, em centímetro, no primeiro levantamento de cada indivíduo;

DAP_{t_2} = medida em centímetro do diâmetro do caule no segundo levantamento de cada indivíduo;

Δt = intervalo de tempo médio, em anos, entre os dois levantamentos.

Foram considerados três tipos de crescimento: crescimento negativo (diminuição do valor do diâmetro), crescimento nulo (valor do diâmetro igual nos dois levantamentos) e crescimento positivo (aumento do valor do diâmetro).

4.2.3.2 Recrutamento e Mortalidade

A fórmula utilizada para o cálculo da taxa anual de recrutamento (SHEIL; MAY, 1996; MIURA et al., 2001), foi a seguinte:

$$R(\% \cdot ano^{-1}) = \left\{ \left[\left(\frac{N_0 + r}{N_0} \right) \right]^{1/\Delta t} - 1 \right\} * 100$$

onde:

R = taxa anual de recrutamento

N_0 = número no primeiro levantamento

r = número de indivíduos recrutados

Δt = intervalo de tempo médio, em anos, entre os dois levantamentos.

Para o cálculo da taxa de mortalidade foram identificadas as árvores que haviam morrido no intervalo de tempo médio, entre os dois levantamentos. A fórmula utilizada para o cálculo da taxa anual de mortalidade (SHEIL; MAY, 1996; MIURA et al., 2001), foi a seguinte:

$$M (\% \cdot \text{ano}^{-1}) = \left\{ 1 - \left[\left(\frac{N_0 - m}{N_0} \right)^{1/\Delta t} \right] \right\} * 100$$

onde:

M = taxa anual de mortalidade,

N_0 = número de indivíduos no primeiro levantamento

m = número de indivíduos mortos entre os levantamentos.

Δt = intervalo de tempo médio, em anos, entre os dois levantamentos.

Foram calculadas as taxas de mortalidade e de recrutamento para as espécies com 30 ou mais indivíduos, com a finalidade de compreender a dinâmica das espécies mais significativas do componente arbóreo .

4.2.3.3 Relação entre a taxa de mortalidade e recrutamento

A análise de relação entre a mortalidade e o recrutamento foi realizada a partir dos valores das taxas anuais. Deste modo, foi aplicada a análise de regressão e correlação linear para determinar o grau de associação entre as taxas de recrutamento e de mortalidade por unidade amostral (40 parcelas).

4.2.3.4 Classes de Diâmetro

Os indivíduos da comunidade foram distribuídos quanto às classes de diâmetro dos caules, sendo que o intervalo entre estas classes foi calculado de acordo com a fórmula proposta por Spiegel's (1976, apud FELFILI, 1997), e que é:

$$IC = \frac{A}{NC}$$

Onde:

IC – Intervalo de classe;

A – amplitude dos dados (valor máximo – valor mínimo amostrado).

$$NC = 1 + 3,3 \log(n)$$

Onde:

NC – número de classes;

n – número de indivíduos.

Para cada classe de diâmetro foi calculada a taxa média de crescimento em diâmetro absoluto e a taxa de crescimento em diâmetro absoluto dos indivíduos no intervalo médio de cinco anos.

Foi verificada, para cada classe de diâmetro, a taxa anual de mortalidade e de recrutamento com a fórmula de Sheil; May (1996); Miura et al. (2004). Para o cálculo da taxa de recrutamento por classe considerou-se indivíduos recrutados aqueles que passaram de uma classe para outra, entre 1999 e 2004, bem como, aqueles indivíduos que foram amostrados em 2004.

4.2.3.5 Lambda (λ)

Calculou-se a taxa finita de crescimento natural – *Lambda* (λ), que está diretamente relacionada com a taxa intrínseca de crescimento natural. Assim sendo, os valores de *lambda* (<1, =1,>1) podem expressar a estabilidade numérica da comunidade. Esta taxa foi calculada pela fórmula (GOMES, 1998; MELO,2000);

$$\lambda = \left(\frac{n_t}{n_o} \right)^{1/\Delta t}$$

onde:

λ = taxa finita de crescimento natural (lambda)

n_o = número de indivíduos no primeiro levantamento

n_t = número de indivíduos no segundo levantamento

Δt = intervalo de tempo médio

Foi aplicada a análise de regressão e correlação linear para determinar o grau de associação entre a densidade das espécies abundantes em 1999 e 2004. Essa análise não está testando diretamente o lambda, mas está inferindo sobre a densidade dos indivíduos no primeiro e no segundo levantamento.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Crescimento em diâmetro

A taxa de crescimento absoluto em diâmetro (T_{ca}) para a comunidade no período de cinco anos foi de 5,17cm, tendo um taxa média anual de crescimento absoluto em diâmetro (T_{mca}) de 1,03 cm.ano⁻¹.

As taxas de crescimento em diâmetro das 27 espécies abundantes variaram de 146,21 a 1,24 cm para T_{ca} e de 29,24 a 0,25 cm.ano⁻¹ T_{mca} (Tabela 8). Dentre as 27 espécies as que apresentaram a maior T_{ca} e T_{mca} , respectivamente, foram: *Euterpe edulis* (146,21 cm; 29,24 cm.ano⁻¹), *Sloanea guianensis* (44,75 cm; 8,95 cm.ano⁻¹) e *Rudgea recurva* (24,98 cm; 4,99 cm.ano⁻¹). As espécies que apresentaram a menor T_{ca} e T_{mca} , respectivamente, foram: *Mollinedia schottiana* (1,53 cm; 0,3 cm.ano⁻¹), *Maytenus robusta* (1,43 cm; 0,28 cm.ano⁻¹) e *Calyptanthes lucida* (1,24 cm; 0,25 cm.ano⁻¹).

Tabela 8: Taxas de crescimento em diâmetro absoluta e média anual das espécies com 10 ou mais indivíduos. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (T_{ca} = taxa de crescimento em diâmetro absoluto (cm). T_{mca} = taxa média anual de crescimento em diâmetro absoluto (cm.ano⁻¹)).

Espécie	Família	TCA	TCMA
<i>Euterpe edulis</i>	Arecaceae	146,21	29,24
<i>Sloanea guianensis</i>	Elaeocarpaceae	44,75	8,95
<i>Rudgea recurva</i>	Rubiaceae	24,98	4,99
<i>Pourouma guianensis</i>	Cecropiaceae	20,5	4,09
<i>Aparisthium cordatum</i>	Euphorbiaceae	20,15	4,03
<i>Virola bicuhyba</i>	Myristicaceae	19,8	3,96
<i>Tapirira guianensis</i>	Anacardiaceae	18,46	3,69
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	Euphorbiaceae	17,25	3,45
<i>Guapira opposita</i>	Nyctaginaceae	16,87	3,37
<i>Protium kleinii</i>	Burseraceae	12,51	2,5
<i>Brosimum lactescens</i>	Moraceae	9,68	1,94
<i>Guatteria australis</i>	Annonaceae	9,29	1,89
<i>Aspidosperma australe</i>	Apocynaceae	8,34	1,67
<i>Ocotea aciphylla</i>	Lauraceae	8,14	1,63
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	Lauraceae	7,45	1,49
<i>Psychotria nuda</i>	Rubiaceae	6,68	1,33
<i>Bathysa australis</i>	Rubiaceae	6,11	1,22
<i>Garcinia gardneriana</i>	Clusiaceae	3,72	0,75
<i>Hirtella hebeclada</i>	Chrysobalanaceae	2,8	0,56
<i>Rudgea jasminoides</i>	Rubiaceae	2,67	0,53
<i>Marlierea obscura</i>	Myrtaceae	2,13	0,43
<i>Gomidesia tijucensis</i>	Myrtaceae	2,13	0,43
<i>Psychotria suterella</i>	Rubiaceae	2,07	0,41
<i>Gymnanthes concolor</i>	Euphorbiaceae	1,65	0,33
<i>Mollinedia schottiana</i>	Monimiaceae	1,53	0,3
<i>Maytenus robusta</i>	Celastraceae	1,43	0,28
<i>Calyptranthes lucida</i>	Myrtaceae	1,24	0,25

A figura 10 reúne os resultados da análise de variância (ANOVA) efetuada para detectar as diferenças entre taxa de crescimento em diâmetro, ou seja, a diferença dos diâmetros de cada indivíduo no tempo t_1 (1999) e no tempo t_2 (2004) entre as 7 espécies com 30 ou mais indivíduos. Os dados contidos nesta figura demonstram que não houve diferença significativa ($p > 0,01$) entre o crescimento em diâmetro para as espécies *Pourouma guianensis*, *Sloanea guianensis* e *Virola bicuhyba*, entretanto, estas espécies diferiram significativamente ($p < 0,01$) de *Euterpe edulis* e *Rudgea recurva*. As

espécies *Euterpe edulis* e *Rudgea recurva* não apresentaram diferença significativa ($p > 0,01$). *Aparisthmium cordatum* e *Brosimum lactescens* não apresentaram diferença significativa ($p > 0,01$) em relação às outras espécies.

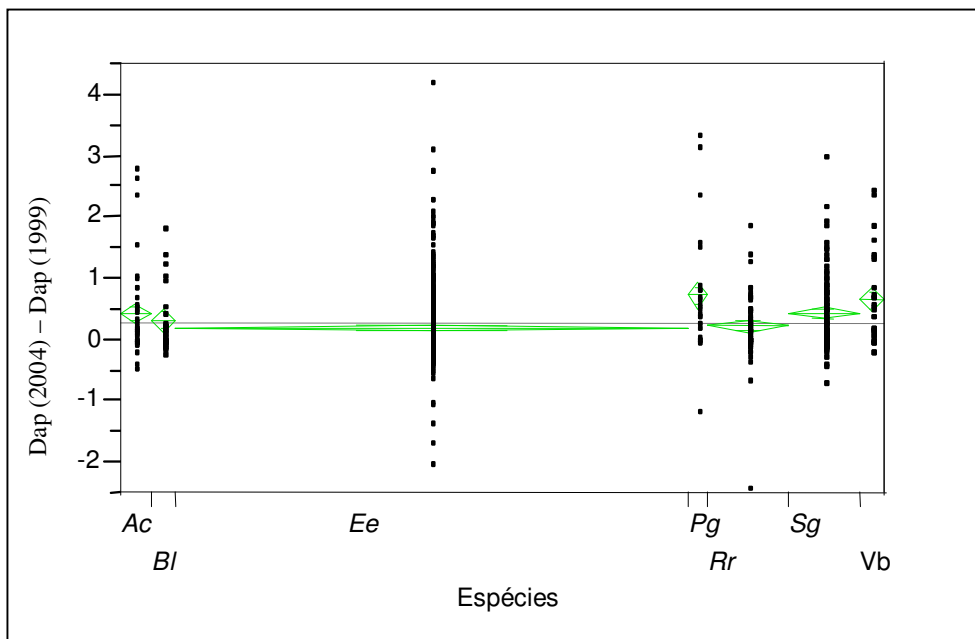


Figura 10: Diferenças entre os diâmetros a 1,30 m do solo (DAP 2004 - DAP 1999) das espécies com 30 ou mais indivíduos (ANOVA, post-hoc Tukey-Kramer, $p < 0,01$). Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (AC= *Aparisthmium cordatum* Ee= *Euterpe edulis* PG= *Pourouma guianensis* Rr= *Rudgea recurva* SG= *Sloanea guianensis* Vb= *Virola bicuhyba* Bl= *Brosimum lactescens*)

Em relação aos tipos de crescimento na comunidade, observou-se que 65,7% dos indivíduos apresentaram crescimento positivo, 21,04% crescimento negativo e 13,26% crescimento nulo. As 27 espécies com 10 ou mais indivíduos apresentaram um alto número de indivíduos com crescimento negativo, e estas foram: *Euterpe edulis* (204 ind.ha⁻¹), *Rudgea recurva* (14) e *Sloanea guianensis* (14 ind.ha⁻¹) (Tabela 9). Entretanto, as mesmas espécies apresentaram muitos indivíduos com crescimento positivo (*Euterpe edulis*, 377 ind.ha⁻¹; *Rudgea recurva*, 87 e *Sloanea guianensis*, 76 ind.ha⁻¹).

Tabela 9: Distribuição da frequência de tipos de crescimento dentre as espécies abundantes (≥ 10 indivíduos) no ano de 2004. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC.

Espécie	Número dos indivíduos		
	Positivo	Negativo	Nulo
<i>Euterpe edulis</i>	377	204	119
<i>Rudgea recurva</i>	87	14	8
<i>Sloanea guianensis</i>	76	14	10
<i>Aparisthmium cordatum</i>	35	6	5
<i>Virola bicuhyba</i>	29	2	3
<i>Pourouma guianensis</i>	26	1	2
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	23	3	3
<i>Brosimum lactescens</i>	21	5	4
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	19	4	2
<i>Guapira opposita</i>	16	3	3
<i>Psychotria nuda</i>	16	4	2
<i>Bathysa meridionalis</i>	14	4	1
<i>Marlierea obscura</i>	14	3	3
<i>Protium kleinii</i>	13	0	2
<i>Garcinia gardneriana</i>	11	1	4
<i>Guatteria australis</i>	11	1	1
<i>Gymnanthes concolor</i>	11	2	2
<i>Hirtella hebeclada</i>	10	1	2
<i>Rudgea jasminoides</i>	10	4	1
<i>Tapirira guianensis</i>	10	0	1
<i>Aspidosperma australe</i>	9	1	1
<i>Ocotea aciphylla</i>	9	0	0
<i>Psychotria suterella</i>	8	5	1
<i>Calypttranthes lucida</i>	7	5	2
<i>Gomidesia tijucensis</i>	7	1	1
<i>Mollinedia schottiana</i>	7	1	2
<i>Maytenus robusta</i>	5	3	3
Total	881	292	188

A correlação realizada para verificar o grau de associação entre a densidade e taxa de crescimento em diâmetro absoluto por unidade amostral demonstrou não haver associação significativa ($r^2 = 0,019$, $p > 0,01$) (Figura 11). Desse modo, não ficou evidenciada a relação entre taxa de crescimento em diâmetro e à densidade.

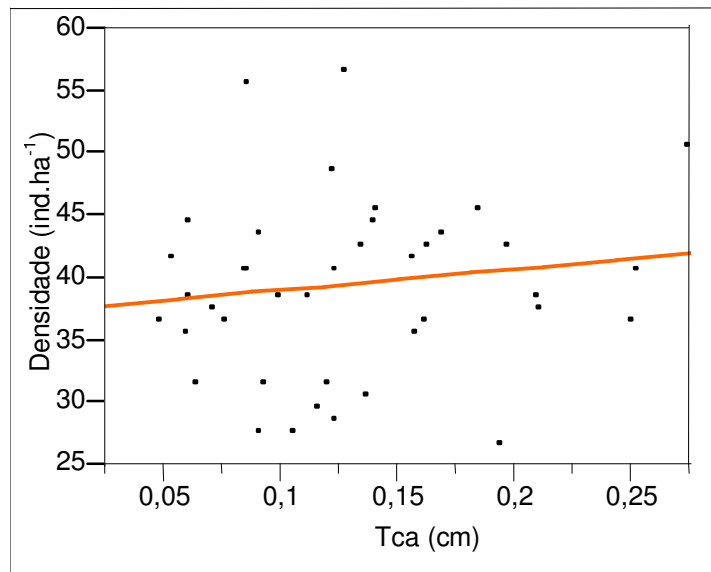


Figura 11: Análise de regressão entre taxa de crescimento em diâmetro absoluto (Tca) e a densidade de indivíduos por parcela em 2004 ($r^2 = 0,019$, $p > 0,01$; $y = 37,326 + 17,006x$). Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC.

A correlação realizada para verificar o grau de associação entre a área basal dos indivíduos mortos e taxa de crescimento em diâmetro absoluto por unidade amostral demonstrou não haver associação significativa ($r^2 = 0,061$, $p > 0,01$) (Figura 12). No entanto, houve uma leve tendência de associação entre a área basal dos indivíduos mortos e a taxa de crescimento em diâmetro absoluto ao nível de significância de 5%. É necessário ressaltar que essa análise foi realizada independentemente da espécie.

A correlação realizada para verificar o grau de associação entre a área basal dos indivíduos mortos e taxa de crescimento em diâmetro absoluto de *Euterpe edulis* por unidade amostral demonstrou associação moderada ($r^2 = 0,14$, $p < 0,01$) (Figura 13). Isso denota, uma tendência de associação entre a área basal dos indivíduos mortos e a taxa de crescimento absoluto dessa espécie.

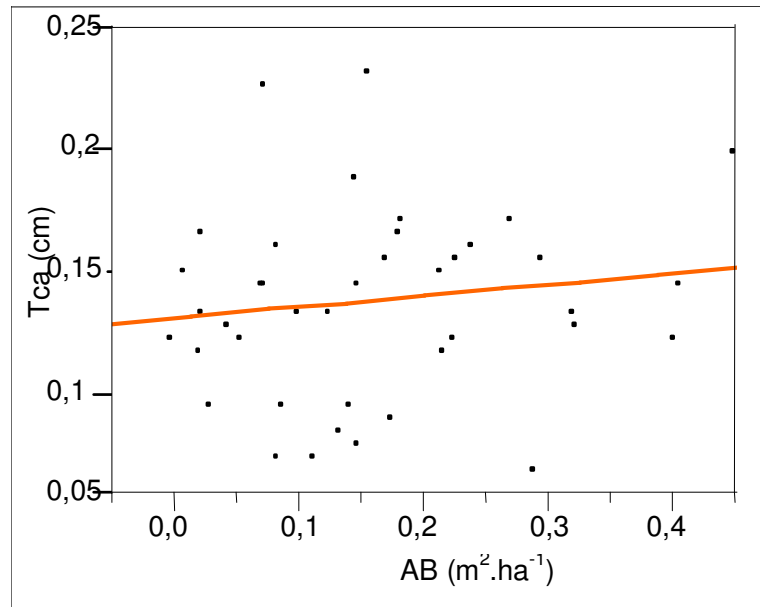


Figura 12: Análise de regressão entre a área basal (AB) dos indivíduos mortos (2004-1999) e taxa de crescimento em diâmetro absoluto (Tca) por unidade amostral ($r^2= 0,061$, $p>0,01$; $y= 0,124 - 0,143x$). Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC.

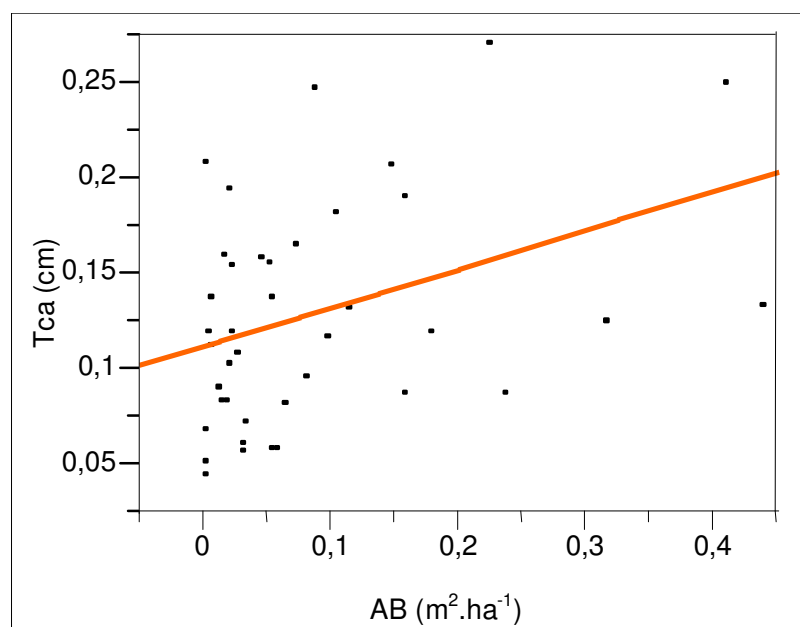


Figura 13: Análise de regressão entre a área basal (AB) dos indivíduos mortos (2004-1999) e taxa de crescimento absoluto (Tca) de *Euterpe edulis* por unidade amostral ($r^2= 0,14$, $p<0,01$; $y= 0,111 + 0,204x$). Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC.

Através da distribuição em classes de diâmetro dos indivíduos presentes na amostra em 1999 e que sobreviveram até 2004, percebe-se que taxa de crescimento em diâmetro absoluto (T_{ca}) nesse período apresentou valores variando de 0,23 a 2,97 cm entre as classes (Tabela 10).

A taxa de crescimento em diâmetro absoluto segue em valores elevados até a classe de diâmetro >34,8 a 40,8cm, mas posteriormente há uma diminuição e um aumento (Tabela 10). Verifica-se, deste modo, que a taxa de crescimento no período entre 1999-2004 não se mostrou constante nas diferentes classes de diâmetro. Entretanto, observa-se que há uma nítida tendência de elevação das taxas de crescimento com o aumento do diâmetro. Pois, os indivíduos pertencentes a maior classe de diâmetro (>64,8 a 93 cm) é que apresentaram a maior taxa de crescimento em diâmetro absoluto (Tabela 9). Dessa forma, aumentos significativos das taxas de crescimento foram observados nas classes com diâmetros maiores .

Tabela 10: Crescimento médio em diâmetro no período de 1999 a 2004, da comunidade segregada em classes de diâmetro. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (D= densidade (ind.ha⁻¹) em 2004. $T_{mca}D$ = taxa média anual de crescimento em diâmetro absoluto. $T_{ca}D$ = taxa de crescimento em diâmetro absoluto . \pm = desvio padrão).

Classes de diâmetro	D 2004	$T_{mca}D$ (cm.ano ⁻¹)	Período 1999-2004
			$T_{ca}D$ (cm)
até 10,8 cm	926	0,05 \pm 0,09	0,23 \pm 0,45
> 10,8 a 16,8 cm	385	0,04 \pm 0,14	0,22 \pm 0,72
>16,8 a 22,8 cm	83	0,13 \pm 0,15	0,67 \pm 0,76
>22,8 a 28,8 cm	60	0,10 \pm 0,17	0,52 \pm 0,84
>28,8 a 34,8 cm	48	0,15 \pm 0,16	0,74 \pm 0,82
>34,8 a 40,8 cm	31	0,23 \pm 0,19	1,16 \pm 0,94
>40,8 a 46,8 cm	15	0,15 \pm 0,18	0,73 \pm 0,92
>46,8 a 52,8 cm	10	0,23 \pm 0,19	1,13 \pm 1,93
>52,8 a 58,8 cm	8	0,35 \pm 0,21	1,74 \pm 1,04
>58,8 a 64,8 cm	6	0,29 \pm 0,21	1,43 \pm 1,05
>64,8 a 93 cm	3	0,59 \pm 0,23	2,97 \pm 1,16

4.3.2 Recrutamento e mortalidade

De 1999 a 2004 houve uma mortalidade de 111 indivíduos pertencentes à 19 famílias e 43 espécies (Tabela 11). As espécies que apresentaram o maior número de indivíduos mortos foram *Euterpe edulis* (30), *Aparisthium cordatum* (10), *Psychotria longipes* (8), *Hieronyma alchorneoides* (5), *Cryptocarya aschersoniana* (4) e *Rudgea recurva* (4) que juntas representam 54,6% de todos os indivíduos mortos. A espécie mais abundante nos dois levantamentos *Euterpe edulis*, foi também a que teve 27% do total dos indivíduos mortos.

Em relação à área basal, observou-se que dessas seis espécies, as que apresentaram alterações negativas entre 1999 e 2004 foram: *Psychotria longipes* (0,30 m².ha⁻¹), *Hieronyma alchorneoides* (0,22) e *Cryptocarya aschersoniana* (0,15 m².ha⁻¹). Entretanto, *Ocotea catharinensis* apresentou a morte de um indivíduo, mas este representou 12,3% (0,42 m².ha⁻¹) do total da área basal (3,4 m².ha⁻¹) dos indivíduos mortos.

Por outro lado, foi recrutado em 2004 um total de 117 indivíduos pertencentes à 17 famílias e 25 espécies, sendo que foi registrada uma nova espécie na área amostrada *Calyptranthes eugeniopsoides* (Myrtaceae) (Tabela 11). Durante os cinco anos houve uma perda líquida de 5 espécies, pois morreram 6 e foi recrutada uma espécie.

As espécies que apresentaram o maior número de indivíduos recrutados foram: *Euterpe edulis* (59), *Rudgea recurva* (19), *Aparisthium cordatum* (5) e *Sloanea guianensis* (4), juntas perfazem 74,3% do total de indivíduos recrutados.

Em relação à área basal dessas espécies, obtidas nas duas épocas de amostragem, foram observadas alterações positivas para *Euterpe edulis* (0,15 m².ha⁻¹), *Sloanea guianensis* (0,15 m².ha⁻¹) e *Rudgea recurva*(0,06 m².ha⁻¹). A espécie *Euterpe edulis* contribui com 52% (0,176 m².ha⁻¹) da área basal total (0,339 m².ha⁻¹) de todos os indivíduos recrutados entre o período de 1999 a 2004.

A taxa anual de mortalidade e de recrutamento, respectivamente, para a comunidade foi de 1,344 %.ano⁻¹ e de 1,35%.ano⁻¹. A taxa anual de mortalidade e de recrutamento, respectivamente, para as 7 espécies com 30 ou mais indivíduos, foi *Aparisthmium cordatum* (4,01 %.ano⁻¹; 1,76 %.ano⁻¹), *Euterpe edulis* (0,84; 1,57), *Rudgea recurva* (0,72; 3,16), *Pourouma guianensis* (0,67; 1,26) *Virola bicuhyba* (0,66; 0,64), *Sloanea guianensis* (0,40; 0,58) e *Brosimum lactescens* (0 %.ano⁻¹; 0 %.ano⁻¹).

Tabela 11: Espécies que tiveram indivíduos mortos ou recrutados no período de 1999 a 2004, e a diferença da área basal e da densidade. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC. (D= densidade (ind.ha⁻¹). AB= área basal (m².ha⁻¹). N= número de indivíduos).

Espécie	D		AB		Diferença	N		Diferença
	1999	2004	1999	2004		Recrutado	Morto	
<i>Euterpe edulis</i>	730	759	5,6	5,75	0,15	59	30	29
<i>Rudgea recurva</i>	113	128	0,376	0,43	0,057	19	4	15
<i>Sloanea guianensis</i>	102	103	3,658	3,81	0,155	4	3	1
<i>Aparisthmium cordatum</i>	55	50	0,463	0,46	0	5	10	-5
<i>Pourouma guianensis</i>	31	31	0,488	0,51	0,019	2	2	0
<i>Virola bicuhyba</i>	31	31	1,314	1,38	0,068	1	1	0
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	34	29	2,08	1,86	-0,224	0	5	-5
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	29	25	1,806	1,66	-0,149	0	4	-4
<i>Guapira opposita</i>	24	23	0,924	0,72	-0,207	1	2	-1
<i>Psychotria nuda</i>	23	22	0,091	0,09	0,003	0	1	-1
<i>Marlierea obscura</i>	22	20	0,346	0,32	-0,025	0	2	-2
<i>Bathysa meridionalis</i>	20	19	0,528	0,54	0,01	0	1	-1
<i>Garcinia gardneriana</i>	16	18	0,084	0,09	0,011	2	0	2
<i>Hirtella hebeclada</i>	18	18	0,413	0,37	-0,042	1	1	0
<i>Rudgea jasminoides</i>	15	18	0,06	0,07	0,013	3	0	3
<i>Calyptranthes lucida</i>	15	17	0,095	0,1	0,005	3	1	2
<i>Gymnanthes concolor</i>	15	16	0,07	0,07	0,004	1	0	1

(Continua)

Espécie	D		AB		Diferença	N		Diferença
	1999	2004	1999	2004		Recrutado	Morto	
<i>Psychotria suterella</i>	16	15	0,074	0,06	-0,01	1	2	-1
<i>Guatteria australis</i>	15	14	0,383	0,35	-0,035	1	1	0
<i>Mollinedia schottiana</i>	11	13	0,032	0,04	0,005	3	1	2
<i>Aspidosperma australe</i>	11	12	1,219	1,27	0,048	1	0	1
<i>Maytenus robusta</i>	13	11	0,091	0,08	-0,011	0	2	-2
<i>Ocotea acyphilla</i>	9	11	0,266	0,3	0,032	2	0	2
<i>Tapirira guianensis</i>	12	11	1,596	1,68	0,088	0	1	-1
<i>Gomidesia spectabilis</i>	7	9	0,03	0,04	0,01	2	0	2
<i>Heisteria silvianii</i>	11	9	0,476	0,35	-0,125	0	2	-2
<i>Ocotea catharinensis</i>	10	9	0,667	0,26	-0,406	0	1	-1
<i>Psychotria longipes</i>	17	9	0,655	0,36	-0,298	0	8	-8
<i>Miconia discolor</i>	8	7	0,088	0,08	-0,008	0	1	-1
<i>Ouratea parviflora</i>	6	7	0,018	0,02	0,003	1	0	1
<i>Pera glabrata</i>	7	7	0,07	0,08	0,006	1	1	0
<i>Ocotea indecora</i>	7	6	0,079	0,07	-0,008	0	1	-1
<i>Ocotea odorifera</i>	8	6	0,288	0,15	-0,134	0	2	-2
<i>Alchornea triplinervia</i>	6	4	0,316	0,19	-0,127	0	2	-2
<i>Aniba firmula</i>	5	4	0,079	0,02	-0,056	0	1	-1
<i>Calyptanthes strigipes</i>	5	4	0,061	0,06	-0,001	0	1	-1
<i>Marlierea eugeniopsoides</i>	5	4	0,022	0,02	-0,002	0	1	-1
<i>Eugenia beaurepairiana</i>	2	3	0,012	0,02	0,004	1	0	1
<i>Marlierea tomentosa</i>	5	3	0,021	0,01	-0,007	0	2	-2
<i>Miconia cabussu</i>	4	3	0,158	0,1	-0,055	0	1	-1
<i>Myrcia pubipetala</i>	4	3	0,256	0,22	-0,04	0	1	-1
<i>Trichilia lepidota</i>	2	3	0,13	0,14	0,011	1	0	1
<i>Cedrela fissilis</i>	3	2	0,16	0,17	0,005	0	1	-1
<i>Ficus gomelleira</i>	3	2	0,327	0,32	-0,008	0	1	-1
<i>Gomidesia affinis</i>	1	2	0,01	0,01	0,002	1	0	1
<i>Ocotea lancifolia</i>	3	2	0,362	0,05	-0,312	0	1	-1
<i>Annona cacans</i>	2	1	0,094	0,06	-0,033	0	1	-1
<i>Calyptanthes eugeniopsoides</i>	0	1	0	0	0,002	1	0	1
<i>Alchornea glandulosa</i>	1	0	0,118	0	-0,118	0	1	-1
<i>Eugenia catharinensis</i>	1	0	0,004	0	-0,004	0	1	-1
<i>Inga lushnathiana</i>	1	0	0,008	0	-0,008	0	1	-1
<i>Inga sessilis</i>	1	0	0,046	0	-0,046	0	1	-1
<i>Machaerium stipitatum</i>	2	0	0,053	0	-0,053	0	2	-2
<i>Miconia eichleriana</i>	2	0	0,007	0	-0,007	0	2	-2

A distribuição das mortes de indivíduos por classes de diâmetros mostrou que na primeira classe diamétrica (até 10,8 cm) ocorreu a maior perda de indivíduos (62 indivíduos) e nas classes seguintes houve uma redução no número de indivíduos mortos (Figura 14). O maior número de indivíduos recrutados, também, ocorreu na primeira

classe (até 10,8 cm), sendo esta a responsável por 55,7% do total de indivíduos recrutados (Figura 15). Dessa forma, durante os cinco anos, o recrutamento compensou a mortalidade na primeira classe diamétrica (até 10,8cm), mas o mesmo não ocorreu nas classes seguintes.

A taxa de mortalidade entre as classes variou de 5,75 a 0 $\% \cdot \text{ano}^{-1}$. A classe de diâmetro >46,8 a 52,8 obteve a taxa de mortalidade anual nula no período de observação (Figura 14). Houve uma variação na taxa de mortalidade ao longo das classes de diâmetro, sendo que o maior pico ocorreu na última classe diamétrica (>64,8 a 93 cm), mas como esta classe continha em 1999 apenas 4 indivíduos a morte de apenas 1 indivíduo resultou no aumento da taxa.

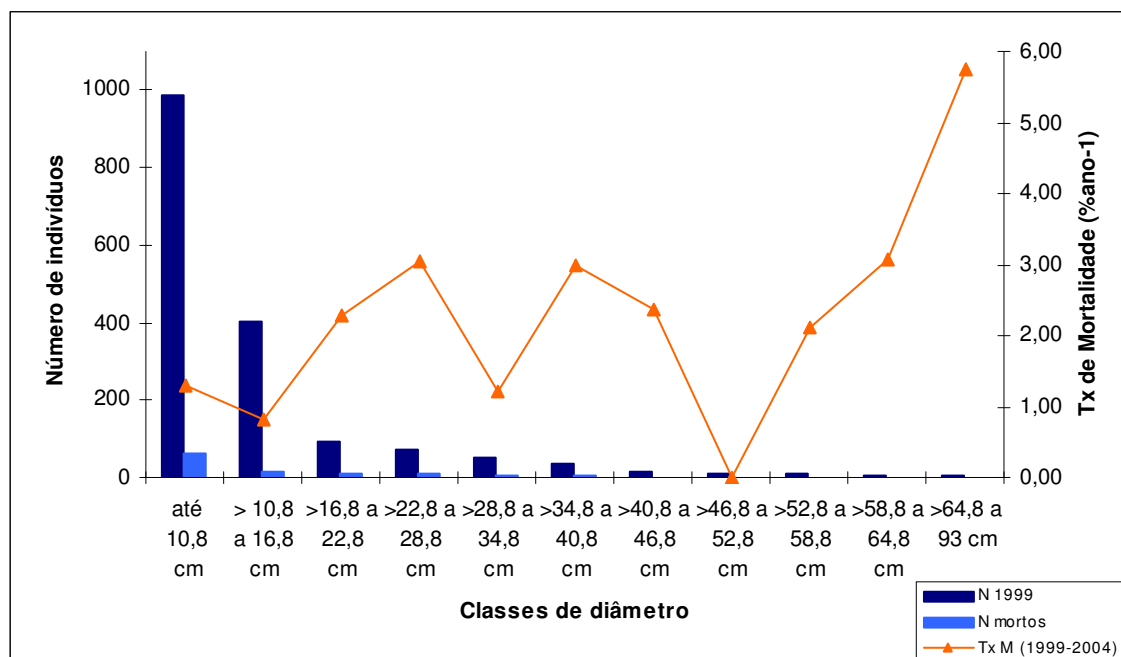


Figura 14: Distribuição da frequência dos indivíduos vivos da comunidade em 1999 e dos indivíduos mortos (1999 a 2004), pelas classes de diâmetro e a curva da taxa de mortalidade. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC.

A taxa de recrutamento entre as classes variou de 0 a 5,75 $\% \cdot \text{ano}^{-1}$ (Figura 15).

A maior taxa de recrutamento foi registrada na classe >64,8 a 93 cm, mas como esta

classe possuía 4 indivíduos em 1999 e recrutou apenas 1 indivíduo, provocou aumento significativo nessa taxa.

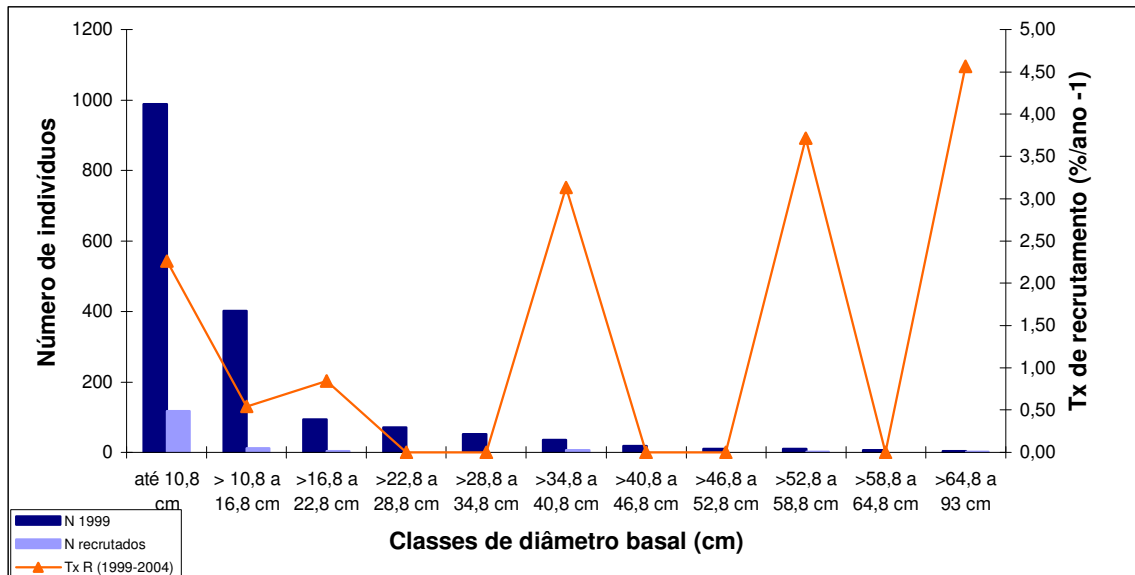


Figura 15: Distribuição da frequência dos indivíduos vivos da comunidade em 1999 e dos indivíduos recrutados (1999 a 2004), pelas classes de diâmetro e a curva da taxa de recrutamento. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC.

4.3.3 Relação entre o recrutamento e a mortalidade

A correlação realizada para verificar o grau de associação entre a taxa de mortalidade e taxa de recrutamento por unidade amostral demonstrou não haver associação significativa ($r^2 = 0,0614$, $p > 0,01$) (Figura 16).

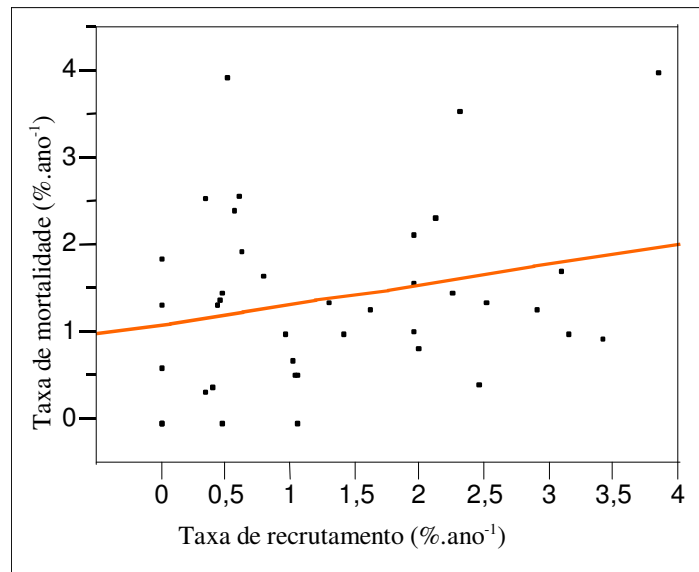


Figura 16: Análise de regressão entre taxa de mortalidade e a taxa de recrutamento por unidade amostral ($r^2 = 0,0614$, $p > 0,01$; $y = 1,0944623 + 0,2303145x$). Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC.

A área basal dos indivíduos recrutados e dos indivíduos mortos entre 1999 e 2004 mostrou diferenças significativas conforme ANOVA, *post-hoc* Tukey-Kramer com nível de significância de 1% (Figura 17).

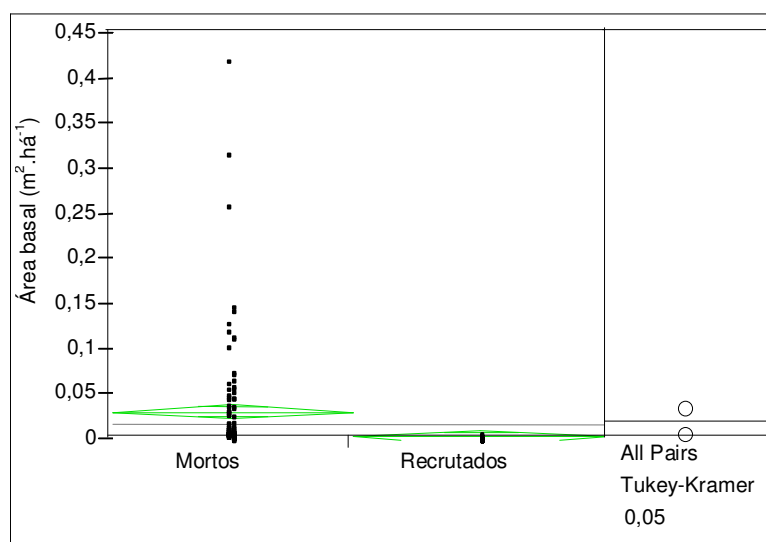


Figura 17: Diferenças entre a área basal dos indivíduos mortos e recrutados no período de 1999 e 2004 (ANOVA, *post-hoc* Tukey-Kramer, $p < 0,01$). Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC.

Durante o intervalo médio de cinco anos as espécies que apresentaram um ganho líquido na densidade em função do balanço entre recrutamento e mortalidade foram: *Euterpe edulis* que apresentou um aumento real de 29 indivíduos, *Rudgea recurva* com um aumento real de 15 indivíduos.

4.3.4 Lambda

A taxa finita de crescimento natural da comunidade foi de 1,0007. No entanto, no período de 1999 a 2004 não houve alteração significativa na densidade da comunidade ($t=0,34$, d.f.= 39, $p> 0,01$).

No período 1999 a 2004, os valores de $\lambda < 1$ ocorreram em 11 espécies dentre as 27 espécies com 10 ou mais indivíduos na comunidade, indicando que para essas espécies a mortalidade foi maior que o recrutamento (Tabela 12). As espécies que apresentaram os menores valores de λ foram: *Cryptocarya aschersoniana* (0,9708), *Hieronyma alchorneoides* (0,9687) e *Maytenus robusta* (0,9671).

Valores de $\lambda > 1$ indicam populações que recrutaram mais que morreram e isso ocorreu com 11 espécies dentre as 27 espécies abundantes (Tabela 12). Dentre essas as tiveram os valores mais altos foram: *Ocotea aciphylla* (1,0410), *Rudgea jasminoides* (1,0371), *Mollinedia schottiana* (1,034) e *Calyptranthes lucida* (1,0253).

As espécies que apresentaram estabilidade numérica, ou seja, $\lambda = 1,000$ foram: *Brosimum lactescens*, *Gomidesia tijucensis*, *Hirtella hebeclada*, *Protium kleinii* e *Virola bicuhyba*.

As correlações realizadas para verificar o grau de associação entre a densidade de 1999 e 2004 das espécies abundantes por unidade amostral demonstrou haver associação significativa e fortemente positiva em relação a todas as 27 espécies analisadas (Tabela 12).

Tabela 12: Valores de lambda das espécies abundantes e o coeficiente de determinação (r) da correlação entre a densidade de 1999 e 2004 das espécies. Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau, SC.

Espécie	Lambda	Coeficiente de determinação (r) (p<0,01)
<i>Ocotea aciphylla</i>	1,0410	0,898
<i>Rudgea jasminoides</i>	1,0371	0,916
<i>Mollinedia schottiana</i>	1,0340	0,712
<i>Calyptranthes lucida</i>	1,0253	0,812
<i>Rudgea recurva</i>	1,0252	0,938
<i>Garcinia gardneriana</i>	1,0238	0,831
<i>Aspidosperma australe</i>	1,0176	0,892
<i>Gymnanthes concolor</i>	1,0130	0,902
<i>Euterpe edulis</i>	1,0078	0,921
<i>Pourouma guianensis</i>	1,0068	0,891
<i>Sloanea guianensis</i>	1,0020	0,971
<i>Brosimum lactescens</i>	1,0000	1,000
<i>Gomidesia tijucensis</i>	1,0000	1,000
<i>Hirtella hebeclada</i>	1,0000	1,000
<i>Protium kleinii</i>	1,0000	1,000
<i>Virola bicuhyba</i>	1,0000	1,000
<i>Guapira opposita</i>	0,9915	0,912
<i>Psychotria nuda</i>	0,9911	0,923
<i>Bathysa meridionalis</i>	0,9898	0,978
<i>Psychotria suterella</i>	0,9872	0,836
<i>Guatteria australis</i>	0,9863	0,862
<i>Tapirira guianensis</i>	0,9827	0,902
<i>Aparisthium cordatum</i>	0,9811	0,854
<i>Marlierea obscura</i>	0,9811	0,865
<i>Cryptocarya moschata</i>	0,9708	0,877
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	0,9687	0,923
<i>Maytenus robusta</i>	0,9671	0,892

4.4 DISCUSSÃO

Cada indivíduo de uma população responde aos fatores ambientais a que está sujeito e o conjunto das respostas reflete-se na comunidade (BEGON et al., 1990). A alteração mais expressiva na comunidade do Parque São Francisco, durante os cinco anos foi a diminuição significativa na área basal, sendo essa relacionada com a mortalidade de determinadas indivíduos com grandes diâmetros. Essa redução da área basal não foi compensada pelo crescimento dos indivíduos e nem pelo recrutamento de novos indivíduos na comunidade, no período analisado.

4.4.1 Crescimento em diâmetro

A taxa de crescimento em diâmetro absoluto (Tca), bem como, a taxa média de crescimento em diâmetro (Tmca) no presente estudo, considerando todos os indivíduos que sobreviveram no intervalo médio de cinco anos, com DAP \square 4,8 cm, foi de 5,17 cm e 1,03 cm.ano⁻¹, respectivamente. Comparando os valor da Tmca obtido com os de outros levantamentos, pode-se observar que é superior aos de Melo (2000) na Ilha do Cardoso, SP – 0,19cm.ano⁻¹; aos de Gomes (1998) em floresta de planalto, São Paulo, SP – 0,23 cm.ano⁻¹; aos de Felfili (1995) em florestas de galeria no Distrito

Federal – 0,25 cm.ano⁻¹; aos de Vieira et al. (2004) em florestas do Rio Branco com 0,39 cm.ano⁻¹, Santarém com 0,31 cm.ano⁻¹ e Manaus 0,17 cm.ano⁻¹; aos de Hermitz; Young (1994) em floresta tropical na Austrália - 0,27 cm.ano⁻¹; aos de Taylor et al. (1996) em floresta da Uganda – 0,44 cm.ano⁻¹. Entretanto, é inferior aos de Milton et al. (1994) em florestas do Panamá – 1,73 cm.ano⁻¹ e aos de Lang; Knight (1983) numa floresta secundária no Panamá - 1,15 cm.ano⁻¹.

Os valores nas taxas de crescimento podem diferir entre as comunidades em função das condições climáticas, como a precipitação, a umidade do ar e a temperatura (BREITSPRECHER; BETHEL, 1990; VIEIRA et al., 2004). As taxas de crescimento podem ser influenciadas, ainda, pelo regime de perturbação local, critério de inclusão e características ambientais da comunidade (LIEBERMAN et al., 1985; UHL et al., 1988; JORGEN; HENRIK, 1994; MELO, 2000; FOLI et al., 2003). Quanto maior a perturbação local, maior será abertura do dossel e quanto maior a entrada de luz no interior da floresta, mas as espécies dos estádios iniciais contribuirão para o aumento na taxa de crescimento da comunidade (GOMES, 1998; MELO, 2000). A mortalidade de indivíduos de grande porte pode possibilitar o aumento na taxa de crescimento de determinadas espécies (JORGEN; HENRIK, 1994).

No presente estudo observou-se que não há associação significativa entre a área basal dos indivíduos mortos e a taxa de crescimento em diâmetro dos indivíduos da comunidade por unidade amostral. Entretanto, quando foi realizada a mesma associação com a taxa de crescimento em diâmetro de *Euterpe edulis* observou-se associação moderada. Isso denota, que cada espécie de uma comunidade irá responder de maneira diferenciada aos distúrbios ambientais como resultado de suas estratégia de história de vida.

Em função das diferentes estratégias de história de vida há determinadas espécies que aguardam o aumento na taxa de luminosidade para crescer e alcançar o dossel, mas o crescimento nesse período é lento (PICKETT, 1983; REIS et al., 1996; PIÑA-RODRIGUES, 1999). Por sua vez, não se pode afirmar que ocorre a estagnação no crescimento de determinadas espécies enquanto estas aguardam as condições favoráveis. Visto que, o crescimento lento em diâmetro parece ser uma constante entre as espécies do clímax das florestas tropicais (LANG; KNIGHT, 1983; SWAINE et al., 1987_b).

Clark; Clark (1992) concluíram que as taxas de crescimento mudam, de acordo, com as classes de tamanho. Os mesmos discutiram a importância de avaliar a variação das taxas de crescimento em diâmetro em função do aumento do tamanho dos indivíduos. No presente estudo, as taxas de crescimento entre as classes de diâmetro foram variáveis, sendo que, os indivíduos pertencentes as menores classe de diâmetro (até 16,8 cm) tiveram crescimento menor. Clark; Clark (1996) observaram que, quanto maior o diâmetro do indivíduo menor é a taxa de crescimento. Entretanto, alguns autores encontraram uma correlação positiva entre o tamanho dos indivíduos e o crescimento em floresta tropical (LIBERMAN; LIEBERMAN, 1987; HERWITZ; YOUNG, 1994; TAYLOR et al., 1996). Aumentos significativos na taxa de crescimento na comunidade florestal do Parque São Francisco, foram observados nas classes de diâmetro superiores, como foi observado em *Tapirira guianensis* e *Ocotea aciphylla*. Essas são espécies de dossel e com alguns indivíduos emergentes. Ainda merece ser ressaltado que se indivíduos com menor e maior diâmetro crescem com a mesma taxa, o maior investimento para esse crescimento foi para os indivíduos com maior diâmetro. Visto que, há um maior investimento em biomassa (HERMITZ; YOUNG, 1994).

Uma análise importante a ser realizada em relação ao incremento em diâmetro é que a interpretação dos dados é problemática, visto que, mesmo quando os dados são cuidadosamente registrados, pode ocorrer erros devido a intumescência dos troncos, em função de precipitação, ou redução dos diâmetros, devido a ausência de precipitação ou por outras causas fisiológicas e anatômicas. No entanto, há ainda a variação no crescimento nas diferentes populações (MELO, 2000). Isso ocorre, porque a maioria dos indivíduos numa população terá taxas de crescimento abaixo da taxa média de crescimento da comunidade, enquanto poucos indivíduos terão altas taxas (PRIMACK et al., 1985).

Considerando as espécies mais abundantes na comunidade do Parque São Francisco observou-se que apenas nove espécies (*Hirtella hebeclada*, *Rudgea jasminoides*, *Marlierea obscura*, *Gomidesia tijucensis*, *Psychotria suterella*, *Gymnanthes concolor*, *Mollinedia schottiana*, *Maytenus robusta* e *Calyptranthes lucida*) apresentam taxas médias anuais de crescimento inferiores à taxa obtida pela comunidade. Essas taxas de crescimento inferiores a da comunidade podem estar vinculadas ao tipo de componente que essas espécies ocupam, visto que, *Rudgea jasminoides*, *Psychotria suterella*, *Maytenus robusta*, *Gymnanthes concolor* e *Mollinedia schottiana* são espécies características de sub-bosque (KLEIN, 1979). As espécies de sub-bosque, por definição, são tolerantes a sombra durante todo o ciclo de vida, mas quando há uma abertura do dossel causado pela morte de grandes indivíduos, três tipos de respostas são esperadas dessas espécies: redução, aumento ou nenhuma alteração na taxa de crescimento (WELDEN et al., 1991; VIDAL et al., 2002). A redução na taxa de crescimento pode ser decorrente de danos causados nas espécies devido a queda dos grandes indivíduos. Vidal et al. (2002) verificou que as espécies

com danos leves ou severos apresentaram taxas de crescimento inferiores aos indivíduos que não tinham danos.

4.4.2 Mortalidade

A taxa anual de mortalidade no presente estudo foi de $1,34\%.\text{ano}^{-1}$. O valor encontrado para essa comunidade está de acordo com os valores citados para as florestas tropicais que, em geral, fica em torno de 1 a $2\%.\text{ano}^{-1}$ (LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; SWAINE et al., 1987_a; LEWIS et al., 2004).

Alguns estudos apresentam valores superiores a $2\%.\text{ano}^{-1}$, como é o caso de uma comunidade florestal na Nicarágua com uma taxa de $4,5\%.\text{ano}^{-1}$ (MARIN et al., 2005); de um componente dominante de um trecho de floresta atlântica em São Paulo com $2,05\%.\text{ano}^{-1}$ (MELO, 2000); em fragmentos florestais na região de Piracicaba com $5,11\%.\text{ano}^{-1}$ (NASCIMENTO et al., 1999) e em florestas tropicais na Venezuela com $3,3\%.\text{ano}^{-1}$ (CAREY et al., 1994). Gomes (1998) quantificou 79 estudos em parcelas permanentes em florestas tropicais e observou que os valores da taxa de mortalidade podem ser de até $4,44\%.\text{ano}^{-1}$.

A mortalidade ocorre em taxas diferenciais entre as diferentes comunidades (SWAINE et al., 1987_b). Conforme Lewis et al. (2004), as taxas de mortalidade tendem a declinar com o aumento no intervalo de tempo médio entre os levantamentos. Os mesmos concluem que, intervalos superiores a 10 anos tendem a suprimir as variações nas taxas de mortalidade. Carey et al. (1994) consideram, ainda, que, um período de 30 anos de coleta de dados é relativamente curto para sugerir que determinadas florestas

tenham sincronia nas taxas de mortalidade. Desse modo, o resultado obtido com esse estudo é o início do entendimento das taxas de mortalidade dessa comunidade.

Os valores das taxas de mortalidade variaram muito entre as sete espécies com 30 ou mais indivíduos, sendo alto para *Aparisthmium cordatum* (4,01 %/ano⁻¹) e *Euterpe edulis* (0,84 %/ano⁻¹). Melo (2000) corrobora estes resultados ao relatar que a variação entre espécies foi entre 0%/ano⁻¹ à 3,48%/ano⁻¹ no componente do sub-bosque, tendo *Malouetia arborea* (3,48%/ano⁻¹) e *Euterpe edulis* (3,42%/ano⁻¹) as mais altas taxas de mortalidade da comunidade. Deste modo, a taxa de mortalidade pode variar devido a características intrínsecas das espécies, sendo que determinados fatores ambientais podem gerar flutuações nas populações naturais, onde algumas espécie podem ser mais sensíveis a estes fatores. Essa flutuação, portanto poderá determinar para uma espécie maior taxa de mortalidade. Condit (1995) corrobora essa afirmação ao verificar que *Cecropia obtusifolia* obteve a maior taxa de mortalidade (48%/ano⁻¹) dentre as 205 espécies avaliadas, sendo que, essa alta mortalidade está vinculada a deficiência hídrica.

A morte dos indivíduos arbóreos nas florestas vem em pulsos localizados, visto que, as árvores em alguns trechos da floresta podem ser mais vulneráveis ao dano e à morte do que em outros. Franklin et al. (1987) e Carey et al. (1994) consideraram, no entanto, que a mortalidade das árvores é resultado da combinação de vários fatores, tais como: senescência, patógenos específicos, competição ou mudanças climáticas. Desse modo, quando uma árvore morre de forma brusca deve-se considerar os múltiplos fatores que podem estar envolvidos nesse processo (FRANKLIN et al., 1987). Em vista disso, torna-se difícil definir a causa exata da morte de um indivíduo numa comunidade

(CAREY et al., 1994; ARRIAGA, 2000), visto que a morte é geralmente o resultado de interações complexas entre múltiplos fatores (FRANKLIN et al., 1987).

Durante o período de coleta dos dados da comunidade em 2004, foram observados possíveis fatores vinculados com a mortalidade dos indivíduos na comunidade, tais como árvores localizadas em encostas de solo raso, queda de indivíduos de grande porte que ocasionaram a morte de outros indivíduos, ataque de patógenos (fungos e/ou bactérias) nos caules e acúmulo de lianas que impediram o desenvolvimento dos indivíduos arbóreos, e esses todos em conjunto.

A mortalidade na floresta não se distribui uniformemente no tempo, havendo períodos curtos de alta mortalidade, seguidos de longos períodos relativamente tranquilos (LIEBERMAN et al., 1985; FRANKLIN et al., 1987; JORGEN; HENRIK, 1994), e nem no espaço, pois, em geral, ocorre de forma agrupada, já que o processo de queda de uma árvore pode provocar quebra e morte das vizinhas (MELO, 2000). A morte de um indivíduo acarreta em mudanças ecológicas, pois ocorre um incremento substancial de recursos (e.g. luz, nutrientes, água e energia) que serão disponibilizados para outros indivíduos na comunidade (FRANKLIN et al., 1987). Dessa forma, a mortalidade pode estar associado ao crescimento em diâmetro da comunidade.

A taxa de mortalidade em Blumenau, entre as classes de diâmetro mostrou uma variação de 5,75 a 0 $\%.\text{ano}^{-1}$. Observou-se que o maior número de árvores mortas está concentrado na menor classe de diâmetro (até 16,8 cm). No entanto, a maior taxa de mortalidade ocorreu na última classe diamétrica (>64,8 a 93 cm), mas nessa classe há um menor número de indivíduos devido a distribuição decrescente típica das florestas tropicais, assim, a morte de um indivíduo assumiu peso maior sobre o percentual.

No entanto, há trabalhos (ROLIM, 1997; ROLIM et al., 1999; FELFILI et al., 2000) que não registraram diferenças nos valores das taxas de mortalidade entre as classes de diâmetro. Entretanto, Gomes et al. (2003) relatam que, há diferenças nas taxas de mortalidade entre as classes de diâmetro da comunidade amostrada em São Paulo.

Conforme Swaine et al. (1987_a), o risco de morrer é independente do tamanho da árvore, após esta alcançar 10cm de diâmetro. Lang; Knight (1983) corroboram esta afirmação ao constataram que a mortalidade foi maior entre indivíduos com diâmetros menores que 10cm. Há vários trabalhos (LANG; KNIGHT, 1983; SWAINE et al., 1987_b; CLARK; CLARK, 1992; MILTON et al., 1994; CLARK; CLARK, 1996; ROLIM, 1997; ROLIM, et al., 1999; MELO, 2000; MARÍN et al., 2005) que observaram que não há uma evidência de que a taxa de mortalidade é dependente do tamanho nas florestas tropicais, mas que há uma maior probabilidade de morte nas classes de diâmetro menor. Todavia, na comunidade em estudo a maior taxa de mortalidade ocorreu na última classe de diâmetro (>64,8 a 93 cm). Denotando, dessa forma, que na comunidade a taxa de mortalidade pode estar dependendo do tamanho do indivíduo. A mortalidade, conforme constatado nos estudos citados anteriormente, ocorre em taxas diferenciadas entre as comunidades, sendo que, as causas dessas diferenças são ainda mais diversas.

Deve-se ressaltar ainda que as espécies que apresentaram crescimento em diâmetro negativo no presente estudo durante os cinco anos, terão maior probabilidade de morrer do que as espécies que apresentaram crescimento positivo. Essa relação entre mortalidade e crescimento, foi observada por Swaine et al. (1987_a), que constataram

após 14 anos de estudo, uma maior mortalidade entre as árvores que tinham apresentado redução no crescimento em diâmetro.

A mortalidade, conforme constado nos estudos apresentados anteriormente, ocorre em taxas diferenciais entre espécies e comunidades e é em geral dependente do tamanho. As causas que levam a morte dos indivíduos na comunidade são as mais diversas, mas têm relações com processos dependentes e independentes da densidade, das variações climáticas, do ataque de patógenos e ainda pelos danos físicos provocados pela queda de outros indivíduos.

4.4.3 Recrutamento

A taxa de recrutamento das comunidades, bem como, das populações podem ser consideradas como uma manifestação da fecundidade das espécies, o crescimento e a sobrevivência de jovens na população, refletindo-se na comunidade (SWAINE et al., 1987_a).

A taxa anual de recrutamento na comunidade foi de $1,35 \text{ \%}.\text{ano}^{-1}$, comparando este valor com outros levantamentos realizados observa-se que este é inferior aos de: Marín et al. (2005) em um trecho de floresta tropical na Nicarágua ($2,5\%.\text{ano}^{-1}$); aos de Gomes et al. (2003) em floresta montana, SP ($3,46\%.\text{ano}^{-1}$); aos de Melo (2000) na Ilha do Cardoso, SP ($2,43 \text{ \%}.\text{ano}^{-1}$); aos de Rolim et al. (1999) em um trecho de floresta atlântica em Linhares, ES ($2,2\%.\text{ano}^{-1}$) e aos de Phillips; Gentry (1994) na Indonésia ($3,44\%.\text{ano}^{-1}$). Gomes (1998) quantificou 110 estudos em parcelas permanentes em florestas tropicais e observou que os valores da taxa de recrutamento estiveram entre

0,47 a 4,48%.ano⁻¹. As taxas mais elevadas de recrutamento são descritas após períodos de distúrbio (MANOKARAN; KOCHUMMEN, 1987; GOMES et al., 2003) ou mudanças climáticas (CONDIT et al., 2004).

As espécies que obtiveram a maior taxa de recrutamento entre 1999 e 2004 foram *Rudgea recurva* (3,16 %.ano⁻¹) e *Euterpe edulis* (1,57 %.ano⁻¹). Gomes (1998) obteve, para 11 espécies taxas de recrutamento de 0 a 0,13 %.ano⁻¹ e Melo (2000) obteve, para 16 espécies taxas de recrutamento de 0 a 0,08 %.ano⁻¹. Esses resultados mostram que a alta taxa de recrutamento dessas populações na comunidade em Blumenau, provavelmente, ocorreu devido a abertura no dossel em função da morte de indivíduos do componente dominante da floresta, ou pode estar vinculado ao histórico da área.

Considerando as classes de diâmetro observou-se que o maior número de indivíduos recrutados ocorreu na classe até 16,8cm, no presente estudo. Em floresta no Panamá houve maior recrutamento nas classes de menor diâmetro (LANG; KNIGHT, 1983). A maior taxa de recrutamento (5,75 %.ano⁻¹) na comunidade de Blumenau ocorreu, no entanto, na última classe diamétrica (>64,8 a 93 cm), mas nessa classe há um menor número de indivíduos devido a distribuição decrescente dos indivíduos, típica das florestas tropicais. Assim, a entrada de um indivíduo pode representar um maior valor percentual. Pulz (1998) corrobora esses resultados ao verificar esse mesmo padrão para a comunidade florestal em Lavras (MG). Já Felfili (1995), na floresta de galeria, encontrou taxas de 2,7% para os indivíduos de maior diâmetro.

4.4.4 Relação entre Mortalidade e Recrutamento

Na comunidade o número de árvores recrutadas (117 indivíduos) foi superior ao número de árvores mortas (111 indivíduos), dessa forma, durante os cinco anos houve um ganho líquido de seis indivíduos. Deve-se considerar, entretanto, que essa diferença na densidade durante os cinco anos não foi significativa. Do mesmo modo que o valor na taxa de mortalidade ($1,344\%.\text{ano}^{-1}$) foi similar ao valor da taxa de recrutamento ($1,35\%.\text{ano}^{-1}$). Esse resultado pode denotar que houve um equilíbrio em relação ao número de indivíduos que entraram e saíram na comunidade. Portanto o recrutamento de árvores na comunidade de Blumenau é semelhante à mortalidade, fazendo com que a densidade de árvores permanecesse constante no período analisado.

A compensação entre recrutamento e mortalidade de espécies florestais é comum, como pode ser evidenciada nos seguintes estudos (ROLIM, 1997; GOMES, 1998; PULZ, 1998; NASCIMENTO et al., 1999; ROLIM et al., 1999; MELO, 2000; WERNECK et al., 2000; GOMES et al., 2003) em florestas tropicais. Essa compensação ocorre, provavelmente, devido à natureza dos processos de mortalidade que ocorrem num determinado momento, dando espaço para que haja recrutamento no instante seguinte (CAREY et al., 1994; FELFILI, 1995).

A alteração mais expressiva na estrutura da comunidade do Parque São Francisco, durante os cinco anos, foi a diminuição significativa na área basal. Essa diminuição pode ser verificada comparando a área basal dos indivíduos recrutados ($0,34\text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) com a dos indivíduos mortos ($3,41\text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) sendo essa redução significativa. A queda da área basal na comunidade está vinculada a mortalidade de indivíduos de

grande porte (*Ocotea catharinensis* e *Ocotea odorifera*, principalmente), os quais não foram compensados pela entrada dos indivíduos com diâmetro inferior (*Euterpe edulis* e *Rudgea recurva*, principalmente), ou pelo crescimento dos indivíduos no intervalo de tempo médio analisado. Em linhas gerais o recrutamento de árvores na floresta se iguala à mortalidade proporcionado um balanço relativamente constante na densidade mas não na área basal. Carey et al. (1994) observaram, no entanto, um aumento da área basal da comunidade devido ao alto recrutamento, neste caso, a área basal dos recrutados compensou a área basal dos indivíduos mortos.

Deve-se considerar que as taxas de mortalidade e de recrutamento são variáveis e aleatórias no tempo e bem como na sua distribuição pelo espaço (CAREY et al., 1994; ROLIM, 1997; ROLIM et al., 1999). D'Angelo et al. (2004) discutem esta questão, relatando que há pelo menos três fatores que favorecerem o incremento da mortalidade nas florestas tropicais que seriam: estresses microclimáticos, danos causados por ventos e proliferação de lianas. No entanto, as taxas de mortalidade, bem como as taxas de recrutamento (que podem ser aumentadas pela morte dos indivíduos que abrem clareiras, ocasionando entrada de luz) podem variar entre as espécies arbóreas, visto que, cada espécie possui uma determinada estratégia de desenvolvimento (BEGON et al., 1990). Carey et al. (1994); Arriaga (2000) discutem esta questão, relatando que as florestas tropicais são mais dinâmicas, podendo ter então uma variabilidade significativa das taxas ao longo do tempo.

As taxas de mortalidade e de recrutamento são fundamentais para a descrição da comunidade e para o entendimento da dinâmica das florestas tropicais (LEWIS et al., 2004). A importância dessas taxas também se evidencia quando da elaboração de planos de manejo florestal. Conforme Silva (1989 apud PULZ, 1998), a quantidade e a

qualidade de árvores determinam a eficiência de um modelo de produção, uma vez que o recrutamento realimenta a floresta, sendo imprescindível que um número mínimo de árvores sobreviva e cresça até o tamanho de abate a cada ciclo de corte, para a produção florestal.

4.4.5 Lambda

A taxa finita de crescimento natural da comunidade, em Blumenau, foi de 1,0007, o que significa que no período de 1999 a 2004 a comunidade recrutou mais indivíduos que suplantaram o número de indivíduos mortos. Essa variação, porém não foi significativa. Assume-se, desse modo, que o valor de lambda obtido para a comunidade pode estar indicando estabilidade numérica. Ricklefs (2003) explica que, o aumento do número de indivíduos na comunidade depende do sucesso reprodutivo das populações e a medida que as mesmas crescem numa taxa constante ganham mais indivíduos, conforme o aumento dos mesmos.

Os valores de lambda para as espécies abundantes variaram de 0,9671 a 1,0410. No entanto, a variação da densidade em 1999 e 2004 para cada espécie abundante não foi significativa. Isso denota que os valores obtidos para as espécies abundantes na presente comunidade podem estar revelando estabilidade numérica. Apesar da similaridade numérica entre os levantamentos, isso não significa que não houve morte ou recrutamento de indivíduos, no intervalo de tempo médio. Pode-se citar, como exemplo as espécies *Virola bicuhyba* e *Hirtella hebeclada* que perderam um indivíduo e ganharam um recrutado, tendo então lambda igual a 1.

Para 14 espécies abundantes analisadas durante 6,8 anos na floresta da Ilha do Cardoso, SP, o lambda variou de 0,9691 a 1,0596. Destacam-se as espécies *Psychotria nuda* com o valor mais alto de lambda (1,0596) e *Myrcia pubipetala* com o valor mais baixo (0,9691) (MELO, 2000). Isso denota que, os valores de lambda variam entre as espécies, e essa variação pode indicar que as espécies estão se mantendo, aumentando ou diminuindo.

Tendo em vista os resultados obtidos com as correlações das densidades em 1999 e 2004, é possível dizer que as variações do lambda das espécies abundantes na comunidade em Blumenau não foram significativas. Denotando uma possível estabilidade numérica dessas espécies. É digno de nota que essa possível estabilidade das espécies não pode ser indicativa de estabilidade temporal e ecológica na comunidade florestal, por se tratarem de espécies longevas. Desse modo, estudos de longa duração poderão confirmar, ou não, essa estabilidade das espécies e da comunidade em Blumenau.

REFERÊNCIAS

- ARRIAGA, L. Types and causes of tree mortality in a tropical montane cloud forest of Tamaulipas, Mexico. **Journal of tropical ecology**, 16:623-636. 2000.
- BARBOUR, M. G.; BURK, J. H.; PITTS, W. D. **Terrestrial plant ecology**. 2nd edition. California: Cummings Publishing, 1987.
- BAZZAZ, F. A.; et al. Allocating resources to reproduction and defense. **BioScience**, 37:5867. 1987.
- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecology: individuals, populations and communities**. 2nd edition .London: Blackwell, 1990.
- BREITSPRECHER, A.; BETHEL, J. S. Stem-growth periodicity of trees in a tropical wet forest of Costa Rica. **Ecology**, 71:1156-1164. 1990.
- CAREY, E. V.; et al. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. **Biotropica**, 26:255-265. 1994.
- CLARK, D. A.; CLARK, D. B. Spacing dynamics of a tropical rain forest tree: Evaluations of the Janzen-Connell model. **American Naturalist** 124: 769-788. 1984.
- CLARK, D. A.; CLARK, D. B. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. **Ecological monographs**, 62:315-344. 1992.
- CLARK, D. B.; CLARK, D. A. Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. **Forest ecology a management**, 80:235-244. 1996.
- CONDIT, R.; HUBBLELL, S. P.; FOSTER, R. B. Short-term dynamics of a neotropical forest: change within limits. **Bioscience**, 42:822-828. 1992.
- CONDIT, R. Research in large, long-term tropical forest plots. **Trends in Ecology & Evolution**, 10: 18-22. 1995.
- CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Short-Term dynamics of a neotropical forest. **BioScience**, 42: 822-828. 1996.

- CONDIT, R. et al. Tropical forest dynamics across a rainfall gradient and the impact of an El Niño dry season. **Journal of tropical ecology**, 20:51-72. 2004.
- CONTE, R.; et al. Manejo sustentado do palmitheiro (*Euterpe edulis* M.) na pequena propriedade catarinense. **Agropecuária Catarinensi**, 13:38-42. 2000.
- CRAWLEY, M. J. The structure of plant communities. In: CRAWLEY, M. J. (edit.). **Plant ecology**. 2nd ed. Oxford: Blackwell Science. p. 475-531. 1997.
- D'ANGELO, S. A.; et al. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. **Journal of tropical ecology**, 20:243-246. 2004.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1999.
- FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over six-year period (1985-1991). **Journal of tropical ecology**, 11:67-83. 1995.
- FELFILI, J. M. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six year period (1985 – 1991). **Revista Brasileira de Botânica**, 20:155-162. 1997.
- FELFILI, M. J.; et al. Changes in the floristic composition of cerrado sensu stricto in Brazil over a nine-year period. **Journal of tropical ecology**, 16:579-590. 2000.
- FOLI, E. G.; et al. Modelling growing space requirements for some tropical forest tree species. **Forest ecology and management**, 173:79-88. 2003.
- FRANKLIN, J. F.; SHUGART, H. H.; HARMON, M. E. Tree death as an ecological process. **Bioscience**, 37:550-556. 1987.
- GAPLAN. **Atlas de Santa Catarina**. Aerofoto Cruzeiro. 1986.
- GOMES, E. P. C. **Dinâmica do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP**. Tese (Doutorado em ciências na área de Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.
- GOMES, E. P. C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P. Y. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. **Revista brasileira de biologia**, 63:47-60. 2003.
- KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, 31:1-164. 1979.
- KOEPPEN, W. **Climatologia**. México: Fondo de Cultura, 1948.
- KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. **Journal of tropical ecology**, 10:151-166. 1994.

HARMS, K. E.; et al. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. **Nature**, 404:493-495. 2000.

HERMITZ, S. R.; YOUNG, S. S. Mortality, recruitment and growth rates of montane tropical rain forest canopy trees on mount bellenden-ker northeast Queensland, Australia. **Biotropica**, 26:350-361. 1994.

JORGEN, K.; HENRIK, B. Growth and mortality of tree in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of vegetation science**, 4:77-86. 1994.

LAMBERS, J. H. R.; CLARK, J. S.; BECKAGE, B. Density-dependent mortality and the latitudinal gradient in species diversity. **Nature**, 417:732-735. 2002.

LANG, G. E.; KNIGHT, D. H. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. **Ecology** 64: 1075-1080. 1983.

LEIMU, R.; SYRJÄNEN, K. Effects of population size, seed predation and plant size on male and female reproductive success in *Vincetoxicum hirsutum* (Asclepiadaceae). **Oikos**, 98:229-238. 2002.

LEWIS, S. L.; et al. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of ecology**, 10:1-16. 2004.

LIEBERMAN, D.; et al. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of ecology**, 73:915-924. 1985.

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

LÜTGE, U. **Physiological ecology of tropical plants**. Berlin: Springer-Verlag, 1997.

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

MARÍN, G. C.; NYGARD, R.; RIVAS, G. B.; et al. Stand dynamics and basal area change in a tropical dry forest reserve in Nicaragua. **Forest ecology and management**, 208:63-75. 2005.

MARQUES, C. M. M.; JOLY, C. A. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb. em floresta higrófila do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, 23:107-112. 2000.

MELO, M. M. da R. F. de. **Demografia de árvores em floresta pluvial tropical atlântica, Ilha do Cardoso, SP, Brasil**. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

- MILTON, K.; LACA, E. A.; DEMMENT, M. W. Successional patterns of mortality and growth of large trees in Panamanian lowland forest. **Journal of ecology**, 82:79-87. 1994.
- MIURA, M.; et al. Forest canopy and community dynamics in a temperate old-growth evergreen broad-leaved forest, south-western Japan: a 7 year study of a 4 ha plot. **Journal of ecology**, 89:841-849. 2001.
- MYSTER, R. W.; PICKETT, S. T. A. Dynamics of associations between plants in tem old fields during 31 years of succession. **Journal of Ecology**, 80: 291-302. 1992.
- NASCIMENTO, H. E. M.; et al. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista brasileira de biologia**, 59:329-342. 1999.
- O'BRIEN, S. T.; et al. Diameter, height, crown, and age relationships in eight neotropical tree species. **Ecology**, 76:1926-1939. 1995.
- OLIVEIRA, P. E. A. M.; RIBEIRO, J. F.; GONZALES, M. I. Estrutura e distribuição espacial de uma população de *Kielmeyera coriacea* Mart. de cerrados de Brasília. **Revista Brasileira de Botânica**, 12:39-47. 1989.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; et al. Estrutura fitsociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego dos Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). **Revista brasileira de botânica**, 77:67-85. 1994.
- PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, 263:954-958. 1994.
- PICKETT, S. T. A. Differential adaptation of tropical tree species to canopy gaps and its role in community dynamics. **Tropical ecology**, 24:65-84. 1983.
- PIÑA-RODRIGUWS, C. M. **Ecologia reprodutiva e conservação de *Virola surinamensis* (Rol.) Warb. Na região do estuário amazônico**. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.
- PRIMACK, R. B.; et al. Growth rates and population structure of Moraceae trees in Sarawak, East Malaysia. **Ecology**, 66:577-588. 1985.
- PULZ, F. A. **Estudo da dinâmica e a modelagem da estrutura diamétrica de uma floresta semidecídua montana na Região de Lavras – MG**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1998.
- REIS, A.; et al. A. Demografia de *Euterpe edulis* Martius (Arecaceae) em uma floresta ombrófila densa montana, em Blumenau, SC. **Sellowia**, 45-48:13-45. 1996.
- REIS, M. S.; et al. Manejo sustentável do palmiteiro. In: REIS, M. S. do; REIS, A. (edit.). *Euterpe edulis* Martius (Palmiteiro): Biologia, conservação e manejo. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. p. 202-224. 2000.

RIBEIRO, R. J.; ODORIZZI, J. Um caso de manejo em regime de rendimento sustentado do palmiteiro na Fazenda Nova Trieste Eldorado, SP. In: REIS, M. S. do; REIS, A. (edit.). *Euterpe edulis Martius (Palmiteiro)*: Biologia, conservação e manejo. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. p. 245-255. 2000.

RICHARDS, P. W. **Tree tropical rain forest an ecological study**. Cambridge: Cambridge, 1998.

RICKLEFS, R. E. **Economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara, 2003.

ROLIM, S. G. **Dinâmica da floresta atlântica em Linhares (ES)-(1980-1995)**. Dissertação (Mestrado)- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. Z. do; JESUS, R. M. de. Mortalidade e recrutamento de árvores na floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia florestalis**, 55:49-69. 1999.

SCHNEDER, P. R. **Introdução ao manejo florestal**. Santa Maria: UFSM, 1993.

SCOLFORO, J. R. S.; PULZ, F. A.; MELO de, J. M. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. In: SCOLFORO, J. R. S. **Manejo florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE. p. 189-246. 1998.

SEVEGNANI, L. **Dinâmica de população de *Virola bicuhyba* (Schott) Warb. (Myristicaceae) e Fitossociologia de Floresta Pluvial Atlântica, sob clima temperado, Blumenau, SC**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2003.

SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, 84: 91-100. 1996.

SILVERTOWN, J. W. **Introduction to plant population ecology**. 2nd edition. Essex: Longman Scientific & Technical, 1987.

SOLBRIG, O. T. **Demography and evolution in plant populations**. Vol. 15. London: Blackwell Scientific, 1980.

STERCK, F. J.; BONGERS, F. Crown development in tropical rain forest trees: patterns with tree height and light availability. **Journal of Ecology**, 89:1-13. 2001.

SWAINE, M. D.; HALL, J. B.; ALEXANDER, I. J. Tree population dynamics at Kade, Ghana (1968-1982). **Journal of tropical ecology**, 3:331-345. 1987_a.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F.E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Ecology**, 3:359-369. 1987_b.

TAYLOR, D. M.; et al. Stand dynamics in Mpanga Research Forest Reserve, Uganda, 1968-1993. **Journal of tropical ecology**, 12:583-597. 1996.

TILMAN, D. **Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities**. Princeton: Princeton University Press, 1988.

UHL, C.; et al. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology**, 69:751-763. 1988.

VERÍSSIMO, A.; et al. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazon Frontier: the case of Paragominas. **Forest ecology and management**, 55:169-199. 1992.

VIDAL, E. et al. Vine management for reduced-impacts logging in Eastern Amazon. **Forest ecology and management**, 98:105-114. 1997.

VIDAL, E.; VIANA, V. M.; BATISTA, J. L. F. Crescimento de floresta tropical três anos após colheita de madeira com e sem manejo florestal na Amazônia oriental. **Scientia forestalis**, 61:133-143. 2002.

van der MAAREL, E. Vegetation dynamics: patterns in time and space. **Vegetatio**, 7:7-19. 1988.

VIEIRA, S.; et al. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forest. **Oecologia**, 140:468-479. 2004.

WATKINSON, A. R. Plant population dynamics. In: CRAWLEY, M. J. **Plant ecology**. Oxford: Blackwell Scientific Publications. p. 359-400. 1997.

WELDEN, C. W.; et al. Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a neotropical forest. **Ecology**, 72:35-50. 1991.

WERNECK, M. de S.; FRANCESCHINELLI, E. V.; TAMEIRÃO-NETO, E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, 23:399-411. 2000.

CAPÍTULO 5

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados obtidos, pode-se constatar que a riqueza, a densidade e a distribuição diamétrica (J-reverso) na comunidade não se alteraram de maneira significativa durante o período de cinco anos. A ausência de diferenças desses resultados pode estar indicando que o número de espécies e de indivíduos não esteja variando de modo significativo na comunidade.

Foi verificada redução da área basal da comunidade, como conseqüência da morte de indivíduos de grande porte. A área basal perdida não foi compensada pelo crescimento dos indivíduos ou pelo recrutamento de novos indivíduos. A mortalidade de indivíduos de grande porte, foi a principal causa da redução da área basal total na comunidade.

Considerando somente os indivíduos remanescentes percebe-se que houve aumento significativo da área basal. Esse aumento para algumas espécies pode estar

vinculada com a diminuição da área basal total da comunidade, visto que *Euterpe edulis* apresenta uma associação moderada entre a área basal dos indivíduos mortos durante os cinco anos e as taxas de crescimento em diâmetro por unidade amostral. Isso denota, que a morte de indivíduos na comunidade pode favorecer o crescimento de determinadas espécies.

O recrutamento não compensou a mortalidade em relação à área basal, pois a área basal total dos indivíduos mortos é diferente da área basal dos indivíduos recrutados. Quanto ao número total de indivíduos o recrutamento compensou a mortalidade, ou seja, não houve alteração significativa na densidade total da comunidade durante os cinco anos.

Os valores das taxas de mortalidade e recrutamento obtidos para essa comunidade estão de acordo com os valores citados para as florestas tropicais. Observou-se, no entanto, que os valores das taxas variaram muito entre as espécies. A taxa de mortalidade foi, particularmente, alta para *Aparisthium cordatum* e a taxa de recrutamento foi elevada para *Rudgea recurva*. As taxas de mortalidade e de recrutamento foram acentuadas nas maiores classes de diâmetro.

No que concerne à taxa de crescimento pôde-se observar que a comunidade cresceu lentamente durante os cinco anos. Entretanto, algumas espécies apresentam maiores taxas de crescimento do que a obtida pela comunidade.

As diferenças verificadas das taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento entre as espécies mostram a importância de conhecer a dinâmica das florestas para poder manejá-las. Deste modo, para se manejar uma comunidade torna-se necessário

conhecer a estrutura e dinâmica das espécies que se pretende manejar numa comunidade.

O trecho de floresta ombrófila densa, que cobre o Parque São Francisco Assis, está se restabelecendo de efeitos da ação antrópica sofrida, evidenciado na importância das espécies dominantes e no conjunto de espécies raras amostradas nos dois levantamentos. Os resultados obtidos mostram que essa floresta possui uma dinâmica própria, estando sujeita aos processos estocásticos, que resultam em variações, principalmente, nas espécies raras e ocasionais. Estas mudanças parecem indicar que, estruturalmente, o trecho da floresta estudada encontra-se em equilíbrio.

Contudo, a floresta em estudo não se alterou dentro do período analisado. As modificações na estrutura da comunidade possivelmente serão visíveis a longo prazo, visto que as alterações da riqueza e da estrutura podem ser mascaradas em curto período de estudo. Dessa forma, são necessários estudos em parcelas permanentes, realizados durante períodos de longa duração para o desenvolvimento de estudos sobre a biologia das espécies em floresta ombrófila densa. Tais pesquisas poderão embasar estudos de conservação e manejo das comunidades florestais, bem como, delinear os padrões estruturais e de dinâmica das comunidades.