

Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Botânica

**DIVERSIDADE E DINÂMICA DA VEGETAÇÃO E A
CHUVA DE SEMENTES MEDIADA POR AVES EM
COMUNIDADES SECUNDÁRIAS DE FLORESTA
ATLÂNTICA NO SUL DO BRASIL**

Fabiana Maraschin da Silva

Porto Alegre
2008



Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Botânica

**DIVERSIDADE E DINÂMICA DA VEGETAÇÃO E A
CHUVA DE SEMENTES MEDIADA POR AVES EM
COMUNIDADES SECUNDÁRIAS DE FLORESTA
ATLÂNTICA NO SUL DO BRASIL**

Fabiana Maraschin da Silva

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Botânica como um dos requisitos para
obtenção do título de Doutor em Botânica.

Orientador: Prof. Dr. Luís Rios de Moura Baptista

Porto Alegre

2008

Silva, Fabiana Maraschin da
Diversidade e dinâmica da vegetação e a chuva de sementes por aves
em comunidades secundárias de floresta Atlântica no sul do Brasil/ por
Fabiana Maraschin da Silva. - 2008
120 f.; il.

Tese(doutorado)-Universidade Federal do Rio Grande do
Sul, Instituto de Biociências, 2008 .

I.Título

Dedicatória

Dedico esta tese ao meu amado Adriano, que esteve ao meu lado desde o início, compartilhou comigo todas as dúvidas, enfrentou todas as dificuldades e intempéries em campo, auxiliou-me a enxergar caminhos durante a redação deste estudo. Acima de tudo, com muito amor e paciência, soube compreender minhas ansiedades e minha ausência nestes últimos meses. Certamente sem sua presença, não haveria esta tese.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, ao Prof. Luís Rios de Moura Baptista, por me orientar durante esses quatro anos, pelos ensinamentos, questionamentos, conversas e auxílios nos momentos de dúvida; por permitir que eu trabalhasse intensamente durante dois anos e meio nas capoeiras de sua propriedade e, acima de tudo, por conservar com tanto carinho o “Mato da Cova Funda” de Dom Pedro de Alcântara.

Ao Nicolas, meu enteado querido, por ouvir com atenção sobre as plantinhas, pela sua curiosidade sobre a natureza e por acompanhar com tamanha ansiedade uma ida à floresta.

Aos meus pais, Newton e Florinda, por serem meu exemplo de vida, de caráter; esta tese é para vocês também, que fizeram e fazem ainda de tudo para que eu atinja meus objetivos; obrigada por toda a educação (22 anos de estudos...), amor, apoio emocional e financeiro; mãe, obrigada por emprestar o carro para as saídas...

Aos meus irmãos Gabriela e Gabriel, que também sempre me apoiaram de uma forma ou outra no meu gosto pelas “coisas naturais, plantas e bichos” e souberam entender, mesmo sem que eu precisasse verbalizar, que muitas vezes meu tempo era escasso em função do doutorado. Ainda levarei vocês pra campo...

À minha sogra, Maria, por permitir sempre a estadia em sua casa da praia em Arroio do Sal e por ajudar com os “suprimentos e guloseimas” de muitas saídas de campo.

A todos os amigos e colegas do PPG, que sempre tinham palavras amigas e conselhos; pela companhia em aula, trabalhos, identificação de plantas, congressos, momentos de ansiedade e saídas de campo... Todos vocês, Márcia Vignoli, Giovana Vendruscolo, Raquel Lüdtke, Fernando Rocha, Edson L. Soares, Ana Maria S. Franco, Rafael Trevisan, Ângelo A. Schneider, Luís Fernando P. Lima, e todos outros que porventura não recordo agora, mas que compartilharam dos anos de doutorado comigo, obrigada! Especialmente pelos momentos alegres e com risadas! Vocês vão ficar pra sempre no meu coração!

A toda equipe da Polar Engenharia & Meio Ambiente, pelo apoio e por ceder a infraestrutura para que eu pudesse desenvolver esta tese com maior conforto; agradeço principalmente pela amizade e pelos momentos de descontração nesses últimos meses de doutorado.

Aos professores e especialistas que me auxiliaram na identificação de exsicatas ou que foram responsáveis de alguma forma por tudo que aprendi sobre botânica: Bruno E. Irgang (*in memorian*), João A. Jarenkow, Jorge L. Waechter, Sérgio L. C. Leite, Hilda M. Longhi-Wagner, Lílian Eggers, José F. M. Valls, Ilsi I. Boldrini, Lílian Mentz, Silvia T. S. Miotto e Nelson I. Matzenbacher.

Agradeço especialmente à Adriana Guglieri, Rafael Trevisan, Edson L. Soares, Luís F. P. Lima, Jair G. Kray, por também identificarem algumas espécies, e ao Marcos Sobral por identificar as mirtáceas e ao José Fernando A. Baumgratz pela identificação de melastomatáceas.

Aos professores membros da banca do Exame de Qualificação, Sandra C. Müller, João A. Jarenkow e Ilsi I. Boldrini, pelas sugestões ao primeiro artigo, que me auxiliaram a melhorar não só este, mas também os outros dois artigos da tese, mesmo que de forma indireta.

À equipe do Herbário ICN, por estarem sempre dispostos a ajudar.

Ao pessoal da biblioteca, em especial à funcionária Ardié Clavé, pela solicitude em todos os momentos necessários, e à bibliotecária Dilma Nascente pela elaboração da ficha catalográfica.

À coordenação do Programa de Pós-Graduação em Botânica, que acreditou na minha capacidade, possibilitando a realização deste trabalho e do doutorado.

À CAPES, por me conceder a bolsa de doutorado, com a qual foi possível custear estes quatro anos de estudos.

“Vivemos em uma época que poderia ser denominada de ‘era da vegetação secundária’. Não há país na Terra, salvo algumas exceções, que tenha uma maior superfície coberta de vegetação primária do que de vegetação secundária. Além disso, existem razões para crer que parte da chamada vegetação primária é de fato vegetação secundária antiga.”

Richards (1963)

¹ RICHARDS, P.W. 1963. What the tropics can contribute to ecology. *J. Ecol.* 51: 231-241.

APRESENTAÇÃO

A escolha de um tema para pesquisa é uma tarefa muitas vezes difícil para qualquer pesquisador. Isso porque nosso conhecimento de base sobre os ecossistemas naturais e sua diversidade ainda apresenta lacunas, aliada à crescente necessidade de realizar pesquisa aplicada voltada à solução de problemas ambientais. Mas, como fazer ciência aplicada sem antes conhecer com o que estamos lidando? Essas questões permearam a escolha do tema dessa tese, sucessão secundária na Floresta Atlântica, assim como o que seria pesquisado e apresentado na tese sobre a sucessão secundária. Constatando a necessidade de conhecer melhor o componente herbáceo e subarbustivo que é muito conspícuo nos estádios iniciais, as relações entre indivíduos jovens e adultos da sinúsia arbórea e a chuva de sementes durante a sucessão, escolheram-se esses tópicos a serem estudados e apresentados na tese. Entretanto, esses quatro anos de observações, levantamentos, análises de dados, revisões bibliográficas e muita leitura, resultaram em vários outros questionamentos sobre a sucessão secundária na área de estudo que acabaram não sendo apresentados nesta tese, mas certamente serão considerados em análises adicionais dos dados obtidos.

Esta tese foi elaborada na forma de artigos a fim de que os dados obtidos sejam rapidamente submetidos à publicação, após revisão e correção das sugestões da banca examinadora. No início da tese foi feita uma introdução geral, abordando assuntos que permeiam os três artigos elaborados, além de uma descrição da área de estudo. Em seguida, são apresentados os três artigos, cada um constituindo um capítulo. Ao final dos artigos, a síntese conclusiva apresenta as principais conclusões da tese, enfatizando os aspectos gerais da sucessão secundária na área de estudo. Na síntese conclusiva, são apresentadas ainda idéias para estudos futuros na área, visando complementar o conhecimento que tem sido gerado sobre a Floresta Atlântica de Terras Baixas a partir de pesquisas no remanescente em questão.

SUMÁRIO

RESUMO	xii
ABSTRACT.....	xiii
1 INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1 Área de estudo	6
1.2 Objetivo geral	8
1.3 Referências bibliográficas	9
CAPÍTULO I.....	14
2 Diversidade e estrutura do componente herbáceo-subarbusivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no Sul do Brasil.....	16
2.1 Resumo	16
2.2 Abstract	16
2.3 Introdução	17
2.4 Material e Métodos.....	18
2.5 Resultados	23
2.6 Discussão	33
2.7 Agradecimentos.....	38
2.8 Referências Bibliográficas	38
CAPÍTULO II.....	44
3 Dinâmica da sinúsia arbórea em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira	46
3.1 Resumo	46
3.2 Abstract	46
3.3 Introdução	47
3.4 Material e Métodos.....	48
3.5 Resultados	52
3.6 Discussão	63
3.7 Agradecimentos.....	68
3.8 Referências Bibliográficas	69
CAPÍTULO III.....	74
4 Chuva de sementes mediada por aves sob poleiros artificiais em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil.....	76
4.1 Resumo	76
4.2 Abstract	76
4.3 Introdução	77
4.4 Material e Métodos.....	79
4.5 Resultados.....	84

4.6	Discussão.....	92
4.7	Agradecimentos.....	96
4.8	Referências Bibliográficas.....	96
5	SÍNTESE CONCLUSIVA.....	102
5.1	Referências Bibliográficas.....	105

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Localização da área de estudo (29°22'59"S 49°50'18"W) no sul do Brasil. Acima à direita: esquema do remanescente de Floresta Atlântica primária em relação ao núcleo urbano de Dom Pedro de Alcântara e ao Oceano Atlântico. Abaixo à direita: desenho em escala dos limites das capoeiras (em vermelho) e seu posicionamento em relação ao remanescente florestal. Abaixo no centro: detalhe da disposição das parcelas grandes dentro das capoeiras. 20

Figura 2.2 - Curvas de rarefação baseadas em abundância e número de parcelas para o componente herbáceo-subarbustivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Linhas sólidas com símbolos (Δ ou \circ) correspondem à média do número de espécies reamostrados 50 vezes e as pontilhadas representam os limites de confiança superior e inferior (95%)..... 28

Figura 2.3 - Distribuição vertical do componente herbáceo-subarbustivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil, após cinco (5a.) e 20 anos (20a.) do início da regeneração natural. 30

Figura 2.4 - Análise de Correspondência Canônica (CCA) da abundância das espécies herbáceo-subarbusivas em vegetação secundária com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural em Floresta Atlântica no sul do Brasil. Parcelas da capoeira 5a. (n=100) correspondem aos círculos sem preenchimento e da capoeira 20a. (n=35), círculos preenchidos em preto. As setas azuis indicam a grandeza e o sentido do aumento das variáveis de solo (Al = alumínio, K = potássio, Mg = magnésio, M.O. = matéria orgânica), distância de bordas florestais (dist. borda) e número de arbustos e árvores (nº. arb/arv). Acrônimos das espécies (triângulos verdes) correspondem às três primeiras letras do gênero e do epíteto específico, conforme a Tabela 2.1..... 33

Figura 3.1 - Localização da área de estudo (29°22'59"S 49°50'18"W) no sul do Brasil. Acima à direita: esquema do remanescente de Floresta Atlântica primária em relação ao núcleo urbano de Dom Pedro de Alcântara e ao Oceano Atlântico. Abaixo à direita: desenho em escala dos limites das capoeiras (em vermelho) e seu posicionamento em relação ao remanescente florestal. Abaixo no centro: detalhe da disposição das parcelas grandes dentro das capoeiras. 49

Figura 3.2 - Curvas de rarefação baseadas no número de indivíduos para três classes de tamanho da sinúsia arbórea em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Linhas sólidas correspondem à média dos valores de riqueza reamostrados 50 vezes e as pontilhadas representam os limites de confiança superior e inferior (95%)..... 55

Figura 3.3 - Potencial de regeneração natural (RN) ou valor de importância (VI) para as síndromes de dispersão das espécies arbóreas em comunidades secundárias de Floresta

Atlântica sul-brasileira com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Números em parênteses indicam a riqueza de espécies..... 63

Figura 3.4 - Potencial de regeneração natural (RN) ou valor de importância (VI) para os grupos ecológicos das espécies arbóreas em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Números em parênteses indicam a riqueza de espécies. 63

Figura 4.1 - Localização da área de estudo (29°22'59"S 49°50'18"W), Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil. Acima à direita: esquema do remanescente de Floresta Atlântica em relação ao núcleo urbano de Dom Pedro de Alcântara e ao Oceano Atlântico. Abaixo à direita: desenho em escala da disposição dos coletores com poleiros (⊕) e coletores testemunhos (□) na capoeira (limites em vermelho) e seu posicionamento em relação às bordas florestais. 80

Figura 4.2 - Modelo de poleiro artificial com coletor utilizado para a coleta da chuva de sementes ornitocóricas em vegetação secundária de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil. (Adaptado de Melo 1997)..... 81

Figura 4.3 - Relação entre densidade total anual da chuva de sementes ornitocóricas sob poleiros artificiais em vegetação secundária e a distância das bordas de um remanescente de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil. 87

Figura 4.4 - Variação mensal na chuva de sementes ornitocóricas sob poleiros artificiais em vegetação secundária de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil. Linhas verticais representam o desvio padrão entre os dois anos de amostragem da densidade total mensal de sementes..... 88

Figura 4.5 - Relação da temperatura média mensal com a densidade de sementes (A) e riqueza média de espécies (B) da chuva de sementes ornitocóricas em vegetação secundária de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil. 89

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Famílias e espécies com as respectivas categorias ecológicas observadas no componente herbáceo-subarbusivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Legenda: forma de vida e crescimento: C her ces = caméfito herbácea cespitosa, C her esc = caméfito herbácea escaposa, C her rep = caméfito herbácea reptante, C sub ces = caméfito subarbusivo cespitosa, C sub esc = caméfito subarbusivo escaposa, F gram = fanerófito graminóide, G bul = geófito bulbosa, G riz = geófito rizomatosa, H ces = hemicriptófito cespitosa, H rep = hemicriptófito reptante, H ros = hemicriptófito rosulada, T esc s/ros = terófito escaposa sem roseta, T rep = terófito reptante; tolerância à sombra: hel = heliófila, fle = flexível, cio = ciófila; síndrome de dispersão: zoo = zoocórica, ane = anemocórica, n/e = não especificado/outras síndromes; *espécies registradas na amostragem. 25

Tabela 2.2 - Parâmetros fitossociológicos do componente herbáceo-subarbusivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Legenda: CA = cobertura absoluta, CR = cobertura relativa, FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa, VI = valor de importância. 28

Tabela 2.3 - Variáveis ambientais registradas em áreas de vegetação secundária de Floresta Atlântica sul do Brasil, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Diferenças significativas nas médias das parcelas entre as duas capoeiras são indicadas por *($p < 0,01$) e ^{ns}(não significativo). 31

Tabela 3.1 – Espécies da sinússia arbórea em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Legenda: pi = pioneira, cl = clímax exigente de luz, cs = clímax tolerante à sombra; ane = anemocórica, aut = autocórica, zoo = zoocórica. ‡Registro fora das parcelas da fitossociologia. 53

Tabela 3.2 - Similaridade florística (Sorensen) entre as classes plântula, juvenil e adulta e entre o componente regenerante¹ e a classe adulta em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. 55

Tabela 3.3 - Medidas de diversidade da sinússia arbórea em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Valores correspondem aos totais das classes de tamanho..... 55

Tabela 3.4 - Índices fitossociológicos, potencial e taxa de regeneração natural de espécies arbóreas em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com cinco anos de regeneração natural. Legenda: DA = densidade absoluta (ind./ha), DR = densidade relativa (%), FR = frequência relativa (%), RN = potencial de regeneração natural (%), CR = cobertura relativa (%), VI = valor de importância (%), TRT = taxa de regeneração total (%), A = adulto, R = regenerante (plântula + juvenil), 1º = levantamento em 2004/2005, 2º = levantamento em 2007, RNT = potencial de regeneração natural (%). Na classe adulta, valores em parênteses se referem ao 2º levantamento. Espécies ordenadas pelo RNT..... 58

Tabela 3.5 - Índices fitossociológicos, potencial e taxa de regeneração natural de espécies arbóreas em comunidade secundária de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com 20 anos de regeneração natural. Legenda: DA = densidade absoluta (ind./ha), DR = densidade relativa (%), FR = frequência relativa (%), RN = potencial de regeneração natural (%), CR = cobertura relativa (%), VI = valor de importância (%), TRT = taxa de regeneração total (%), A = adulto, R = regenerante (plântula + juvenil), 1º = levantamento em 2004/2005, 2º = levantamento em 2007, RNT = potencial de regeneração natural (%). Na classe adulta, valores em parênteses se referem ao 2º levantamento. Espécies ordenadas pelo RNT..... 59

Tabela 3.6 - Diferenças observadas num período de dois anos na estrutura e riqueza de árvores da classe adulta em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Valores correspondem aos totais e médias por parcela de levantamentos em 2004/2005 e 2007..... 61

Tabela 4.1 - Abundância das espécies na chuva de sementes ornitocóricas sob poleiros artificiais em vegetação secundária de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil. Espécies ordenadas em número decrescente de sementes; densidade corresponde à média \pm desvio padrão. Estações seguidas por letras iguais não diferem significativamente ($p < 0,05$) quanto à abundância das espécies, considerando a matriz de espécies como um todo. 85

Tabela 4.2 - Variação sazonal na chuva de sementes ornitocóricas sob poleiros artificiais em vegetação secundária de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil. Médias

seguidas de letras distintas são significativamente diferentes ($p < 0,05$) para comparações entre estações (na vertical) dentro de cada tipo de coletor (com poleiros ou testemunhos). *Diferenças significativas ($p < 0,001$) entre coletores com poleiros e testemunhos, considerando todas as variáveis de densidade, riqueza e diversidade. 88

Tabela 4.3 - Aves potenciais dispersoras de sementes na área estudada de vegetação secundária de Floresta Atlântica do sul do Brasil. Registros obtidos por capturas com redes de neblina e observações não sistematizadas entre fevereiro de 2005 e janeiro de 2007. Legenda: Guilda trófica: FS: frugívoro de solo, GFOC: grande frugívoro ou onívoro de copa, OB: onívoro ou frugívoro de borda, POC: pequeno onívoro de copa, POSB: pequeno onívoro de sub-bosque; Ambiente: CP: capoeira, FL: remanescente floreal, BO: borda da floresta com a capoeira..... 90

RESUMO

O objetivo geral desta tese foi caracterizar a diversidade, estrutura e dinâmica da vegetação e verificar a chuva de sementes ornitocóricas em comunidades secundárias de Floresta Atlântica de Terras Baixas no sul do Brasil. As áreas de estudo localizam-se no município de Dom Pedro de Alcântara (29°22'59"S 49°50'18"W), Rio Grande do Sul. Constituem comunidades secundárias com aproximadamente cinco (5a.) e vinte anos (20a.) de abandono após uso como pastagem e cultivos, respectivamente. As áreas são adjacentes a um remanescente pouco alterado de floresta primária. Foi feito o levantamento florístico e fitossociológico do componente herbáceo-subarbusivo e da sinúsia arbórea. Para as árvores foram consideradas plântulas (20 cm < altura < 100 cm), juvenis (altura ≥ 100 cm, DAP < 5 cm) e adultas (DAP ≥ 5 cm). A classe adulta foi reamostrada após dois anos do levantamento inicial. Também foi verificada a chuva de sementes mediada por aves sob poleiros artificiais instalados na capoeira 5a. durante dois anos. As duas áreas tiveram diferenças significativas. O componente herbáceo-arbusivo apresentou 76 espécies, das quais 77% heliófilas, e 2,305 nats/ind na capoeira 5a. e 34 espécies, 44% heliófilas e 1,961 nats/ind na capoeira 20a. O componente regenerante da sinúsia arbórea teve maior densidade e diversidade do que a classe adulta nas duas áreas. A similaridade florística foi maior entre a classe das plântulas e juvenis. A classe adulta da capoeira 5a. apresentou elevado recrutamento (186%) e baixa mortalidade (14%), com maior cobertura, riqueza e diversidade no segundo levantamento. A composição e estrutura da classe das árvores adultas não tiveram mudanças significativas na capoeira 20a. A chuva de sementes ornitocóricas foi significativamente aumentada pelo uso dos poleiros, com 8.878 sementes/ano, especialmente de *Ficus spp.*, *Trema micrantha* e *Cecropia spp.* A chuva de sementes foi mais abundante no verão (47%) e no outono (32%). A densidade e riqueza de sementes mostraram-se positivamente associadas às médias mensais de temperatura, com maior densidade em coletores distantes de bordas florestais. O tipo de uso pretérito, a fertilidade do solo, o sombreamento nos estratos inferiores e a distância de bordas florestais influenciam a composição florística, a estrutura e a dinâmica dessas comunidades secundárias. Além disso, a chuva de sementes ornitocóricas foi abundante e composta basicamente por espécies pioneiras, variando com a oferta de frutos e a dispersão feita por aves que forrageiam em áreas abertas e bordas florestais.

Palavras-chave: sucessão secundária, sinúsia herbácea, sinúsia arbórea, potencial de regeneração natural, chuva de sementes ornitocóricas, Floresta Atlântica de Terras Baixas

ABSTRACT

The general purpose of this thesis was to describe vegetation diversity, structure and dynamics and to verify bird mediated seed rain in secondary communities of Lowland Atlantic Rain Forest in southern Brazil. Studied areas are located in Dom Pedro de Alcântara municipality (29°22'59"S 49°50'18"W), Rio Grande do Sul. These areas constitute secondary communities with five (5y.) and 20 years (20y.) of abandonment after use as pasture and plantations, respectively. Bordering the areas, there's a slightly altered remnant of primary forest. Floristic and phytosociological survey of herbaceous-subshrubby component and tree synusiae was performed. Survey of tree synusiae considered seedlings (20 cm < height < 100 cm), saplings (height ≥ 100 cm, DBH < 5 cm) and adults (DBH ≥ 5 cm). After two years from initial survey, adult trees were resampled. During two years, bird mediated seed rain under artificial perches installed in 'capoeira' 5y. was verified. Both areas had significant differences. Herbaceous-subshrubby component had 76 species, of which 77% light-demanding, and 2.305 nats/ind. in 'capoeira' 5y., and 34 species, 44% light-demanding and 1.961 nats/ind. in 'capoeira' 5y. Regenerating component of the tree synusiae had higher density and diversity than the adult class in both areas. Floristic similarity was superior between seedlings and saplings. Adult class of 'capoeira' 5y. had elevated recruitment (186%) and low mortality (14%), with higher basal cover, richness and diversity in the second survey. Composition and structure of adult class didn't have significant changes in 'capoeira' 20y. Ornithochoric seed rain was significantly increased by perch use, with 8,878 seeds/year, specially of *Ficus spp.*, *Trema micrantha* and *Cecropia spp.* Seed rain was more abundant in the summer (47%) and fall (32%). Seed density and richness were positively associated to monthly atmospheric temperatures, with higher density in traps far away from forest edges. Past land use, soil fertility, inferior strata shading, and distance from forest edges influenced floristic composition, structure and dynamics of these secondary communities. Moreover, ornithochoric seed rain was abundant and composed mainly by pioneer species, varying with fruit offer and dispersal promoted by birds that forrage in open areas and forest edges.

Key words: secondary succession, herbaceous synusiae, tree synusiae, natural regeneration potential, ornithochoric seed rain, Lowland Atlantic Rain Forest

1 INTRODUÇÃO GERAL

A Floresta Atlântica constitui a segunda maior área de floresta tropical úmida da América do Sul, sendo superada apenas pela Floresta Amazônica (Oliveira-Filho & Fontes 2000). Originalmente, a superfície revestida pela Floresta Atlântica era de aproximadamente 12% do território do Brasil (mais de 100 milhões de ha), com área de distribuição acompanhando 3.300 km da costa brasileira, entre as latitudes 6° e 30°S, desde o Rio Grande do Norte até Rio Grande do Sul, já em zona subtropical (SOS Mata Atlântica & INPE 1993).

A colonização do Brasil iniciada com a chegada dos primeiros europeus no século XVI marcou o começo da exploração e desmatamento da Floresta Atlântica (Fonseca 1985; Dean 1996), e após séculos de degradação, essa formação vegetal encontra-se fragmentada revestindo cerca de 8% de sua cobertura original, com os maiores remanescentes concentrados nas regiões sul e sudeste do País (ISA *et al.* 2001). Em função disso, a Floresta Atlântica tornou-se uma das mais ameaçadas do mundo (IUCN 1991 *apud* Mantovani & Silva 1999), com sua área de distribuição coincidindo com as regiões mais populosas do País (Morellato & Haddad 2000). Os remanescentes mais conservados se encontram em locais de difícil acesso ou em unidades de conservação (Dalpiaz 1999). Muitas vezes, os remanescentes de Floresta Atlântica constituem matas alteradas pela ação antrópica, tal como extração de lenha, exploração madeireira ilegal, coleta de plantas e produtos vegetais (Galetti & Fernandez 1998; Tabarelli *et al.* 2004). Em áreas desmatadas e posteriormente abandonadas, encontram-se comunidades secundárias em diferentes estádios sucessionais (Becker *et al.* 2004).

A Floresta Atlântica, também denominada de Floresta Ombrófila Densa Atlântica (Veloso *et al.* 1991), ocorre em região de clima úmido e quente, sem estação seca definida (Veloso & Klein 1968; Morellato & Haddad 2000). Essa formação compreende as florestas pluviais que adentram mais de 150 km no continente a partir do Oceano Atlântico (Klein 1961), onde as chuvas são elevadas em função dos ventos oceânicos e das cadeias de montanhas (Leite & Klein 1990; Morellato & Haddad 2000).

A vegetação dessa formação florestal se caracteriza pela predominância de árvores de grande porte, entre 25 e 30 m de altura, perenifoliadas e com alta densidade de indivíduos, bem como de outras formas biológicas, principalmente lianas e epífitas. Entre essas últimas, destacam-se bromeliáceas, orquídeas e cactáceas (Leite & Klein 1990). De acordo com Joly *et al.* (1991), a Floresta Atlântica exhibe alta diversidade florística, atingindo índices máximos na região sudeste. Apesar do sul do Brasil estar em zona subtropical, a Floresta Atlântica apresenta as mesmas características, apenas com a diminuição progressiva do número de

espécies em direção ao sul (Lindman 1906; Rambo 1961). As diferenças altitudinais e as condições edáficas locais conferem variações fisionômicas nessa vegetação florestal (Klein 1984; Joly *et al.* 1991; Mantovani & Silva 1999), podendo-se distinguir as seguintes formações para o sul do Brasil: florestas de terras baixas (5 a 30 m de altitude), submontanas (30 a 400 m de altitude), montanas (mais de 400 m de altitude) (Teixeira *et al.* 1986).

Na região sul-brasileira, a Floresta Atlântica ocorre na forma de uma faixa estreita, limitada pelo oceano e pelas serras do Mar e Geral, desde o Paraná até o município de Osório, no Rio Grande do Sul (Rambo 1961; Leite & Klein 1990). Na altura do município de Torres (RS), forma-se uma passagem de 10-20 km denominada como a 'Porta de Torres' por Rambo (1950), por onde entram, no Rio Grande do Sul, espécies tropicais e subtropicais vindas do norte e centro do País, sendo que muitas avançam ainda mais para o sul e oeste (Rambo 1961). Atualmente, toda essa região apresenta-se como um mosaico de culturas agrícolas e fragmentos florestais em diferentes estados de conservação. As alterações são mais severas quando se considera a Floresta Atlântica de Terras Baixas, pois se situa em terrenos geralmente planos e de fácil acesso, propícios ao estabelecimento de atividades agropecuárias (Teixeira *et al.* 1986; Salimon & Negrelle 2001; Becker *et al.* 2004). Muitos terrenos em que essas florestas foram desmatadas para instalação de tais atividades acabam sendo abandonados após alguns anos de uso, propiciando o surgimento de comunidades secundárias.

Klein (1980), em seu estudo sobre a vegetação florestal do litoral sul-brasileiro, define a vegetação secundária como “um conjunto de sociedades vegetais, que surge imediatamente após a devastação da floresta ou depois do abandono do terreno cultivado por um período mais ou menos prolongado pelo agricultor, caracterizada por estágios sucessionais bem marcados e que tendem a reconstituir a vegetação original”. Esse processo de sucessão vegetal tem sido tema de discussão há mais de um século, a partir dos estudos pioneiros de Thoreau em 1860 e Cowles em 1899 (*apud* Guariguata & Ostertag 2002).

Na visão holista defendida por Clements (1916), a sucessão vegetal é considerada como “o crescimento ou desenvolvimento e reprodução de um complexo organismo”, assumindo uma seqüência direcional de substituição florística baseada na dominância de espécies que modificam o ambiente favorecendo espécies sucessoras, que resultaria em uma comunidade clímax e estável, em equilíbrio com as condições climáticas regionais. Porém, mesmo que as mudanças na comunidade vegetal possam ser previsíveis com o tempo, elas constituem respostas aleatórias próprias de cada indivíduo da comunidade vegetal, segundo Gleason (1926). Além disso, Tansley (1935) e Whittaker (1953) argumentam que fatores locais

como tipo de substrato e posição topográfica podem levar ao desenvolvimento de vegetações climáticas que diferem do clímax climático, havendo ainda nessa formação climática uma dinâmica contínua, ao contrário de uma estabilidade de longo prazo (Miles 1979; McCook 1994). Essas idéias seguiram como tema de discussão a fim de contribuir e/ou formular causas e modelos para esclarecer a sucessão vegetal, especialmente em áreas de vegetação secundária, destacando-se também os estudos de Egler (1954), Drury & Nisbet (1973), Connel & Slatyer (1977), Huston & Smith (1987), entre outros (*vide* McCook 1994).

Há muito tempo tem sido observado que comunidades vegetais em vários locais freqüentemente passam por padrões básicos e semelhantes no que se refere às mudanças na abundância de espécies em resposta a distúrbios ou alterações ambientais. De modo geral, em comunidades florestais essas mudanças são freqüentemente direcionais e envolvem o aparecimento ou dominância de espécies com porte e tolerância à sombra progressivamente maiores, taxas de crescimento e capacidade de dispersão menores, bem como mudanças nas formas de vida (McCook 1994). Guariguata & Ostertag (2001) sugerem uma seqüência de eventos e processos que ocorrem durante a sucessão secundária. Essa seqüência começa com a colonização da área, progride até o fechamento de um dossel, ocorrendo a recuperação da riqueza de espécies e aumento em área basal e biomassa e termina com o retorno a uma composição de espécies similar às condições de florestas maduras.

Segundo Budowski (1965), Gómez-Pompa & Vázquez-Yanes (1981) e Finegan (1996), é possível reconhecer três fases durante os primeiros 100 anos de sucessão secundária em florestas neotropicais. A primeira é dominada por ervas, arbustos e trepadeiras que se estabelecem logo após o distúrbio e desaparecem sob a sombra de árvores pioneiras emergentes. A segunda é dominada por espécies arbóreas pioneiras que formam rapidamente um dossel fechado e dominam por 10 a 30 anos, conforme sua longevidade. À medida que vão morrendo, dão espaço para pioneiras de vida longa que dominam a terceira fase da sucessão, que pode durar por 75 a 100 anos, sendo que espécies tolerantes à sombra aparecem na comunidade a partir da segunda fase.

Apesar das mudanças observadas durante a sucessão secundária ocorrerem de forma contínua e gradual, para o sul do Brasil Klein (1980) reconhece cinco estádios durante a sucessão secundária de florestas litorâneas, a saber: estágios pioneiros, capoeirinha, capoeira, capoeirão e mata secundária. Esses estádios dependem de diversos fatores, principalmente das condições físicas e de fertilidade do solo, podendo haver grande variabilidade na composição das comunidades secundárias.

Os estágios pioneiros se caracterizam pela dominância de espécies herbáceas heliófilas, pouco exigentes quanto às condições edáficas, especialmente asteráceas e, quando o solo mostra-se bastante esgotado pelo uso prolongado, são comuns *Pteridium aquilinum*, *Melinis minutiflora* e *Andropogon bicornis*. A capoeirinha, também chamada de vassoural, se caracteriza pela dominância de arbustos que formam agrupamentos densos, principalmente da família Asteraceae, sendo bastante comuns espécies de *Baccharis*. Após cinco a 10 anos nesse estágio, esses arbustos são substituídos por *Myrsine coriacea*, que passa a dominar, surgindo também espécies de *Leandra*, *Vernonia* e *Miconia*, configurando, então, a capoeira. No capoeirão, a regeneração de *Myrsine coriacea* é praticamente nula e surgem várias outras espécies arbóreas, como *Miconia spp.*, *Alchornea triplinervia*, *Hieronyma alchorneoides*, *Ocotea spp.*, *Cabralea canjerana* e *Euterpe edulis*. A mata secundária apresenta aspecto externo bastante similar à mata primária, já com algumas epífitas e lianas, mas sem espécies arbóreas ciófilas e mais exigentes quanto às condições edáficas, que podem, contudo, estar presentes apenas como indivíduos jovens, destacando-se as mirtáceas e lauráceas (Klein 1980). Apesar da divisão em capoeirinha, capoeira e capoeirão feita por Klein (1980), o termo capoeira é usado popularmente para denominar as áreas de vegetação secundária que apresentam componente lenhoso, independente do tempo decorrido do início da regeneração natural e de suas características florístico-fisionômicas.

Diversos fatores relacionados influenciam a regeneração natural das espécies durante a sucessão secundária. Entre eles destacam-se o tipo e duração de uso pretérito da área, as condições edáficas e de luminosidade, a distância das fontes de propágulos, a chuva de sementes, interações bióticas, etc. (Denslow 1987; Aide & Cavelier 1994; Guariguata & Ostertag 2001; entre outros). O tipo de uso pretérito, como cultivos e pastagens, freqüentemente deixa efeitos residuais em qualquer floresta em regeneração, pois esgota a matéria orgânica, os nutrientes e altera as propriedades físicas do solo (Aide & Cavelier 1994). Práticas de uso intensivo, como cultivo de milho e pastagens, têm um profundo efeito na fauna edáfica e na estrutura do solo, sendo que o desmatamento altera significativamente os ciclos de nutrientes ao mudar os regimes de temperatura e umidade e o tipo de vegetação (Fernandes & Sanford 1995).

A disponibilidade de luz é um recurso abiótico importante que afeta o estabelecimento e crescimento das plantas em florestas úmidas (Denslow 1987; Guariguata & Ostertag 2001). Nos primeiros estágios da sucessão secundária, a luz não é um fator limitante ao estabelecimento inicial das plantas pioneiras. Porém, à medida que a comunidade secundária se desenvolve, ocorre um sombreamento nos estratos inferiores concomitantemente à formação de um dossel, fazendo com que a luz seja restritiva ao estabelecimento e

crescimento de algumas espécies, ao mesmo tempo em que favorece outras (Guariguata & Ostertag 2001).

Mudanças nas condições abióticas ocorrem simultaneamente às interações entre plantas e destas com animais durante a sucessão secundária. Por exemplo, espécies que chegam antes na sucessão podem restringir o estabelecimento de espécies mais tardias, devido à competição por recursos e alelopatia; podem favorecer o estabelecimento das espécies tardias por melhorar as condições do solo e promover sombreamento; ou ainda não apresentar nenhum efeito evidente no estabelecimento e desenvolvimento de outras espécies (Connel & Slatyer 1977; Bazzaz & Pickett 1980).

A regeneração natural das espécies nas comunidades secundárias pode ter início a partir de rebrota de partes vegetativas enterradas, do banco de sementes do solo e da chuva de sementes (Schupp *et al.* 1989). Estas duas últimas fontes de regeneração dependem da dispersão de sementes (Martini & Santos 2007), cuja ausência é considerada como um dos obstáculos para a regeneração florestal em muitas áreas degradadas (Nepstad *et al.* 1991) inclusive quando fragmentos de floresta madura encontram-se próximos (Aide & Cavalier 1994; Holl 1998, 1999). A maioria das árvores nos trópicos úmidos são zoocóricas (Howe & Smallwood 1982), indicando o alto valor dos animais que consomem frutos e dispersam as sementes para a regeneração natural (Duncan & Chapman 2002).

Ao dispersar as sementes em áreas abandonadas, a fauna acaba favorecendo a entrada de espécies vegetais na comunidade. Ao mesmo tempo, muitos arbustos e árvores pioneiros e zoocóricos já estabelecidos atuam como focos de recrutamento de sementes ao frutificar e atrair vertebrados que se alimentam de frutos, principalmente as aves que contribuem com grande parte da chuva de sementes (Charles-Dominique 1986; Holl 1998; Carriere *et al.* 2002). Aves passeriformes frugívoras ou onívoras constituem os principais dispersores de sementes em áreas de Floresta Atlântica, destacando-se tiranídeos, piprídeos, contingídeos, turdíneos, traupíneos, além de aves de maior porte como os cracídeos (Silva *et al.* 2002, Pizo 2002).

Com a entrada das sementes em uma comunidade secundária por meio da dispersão de sementes, outros fatores passam a ser importantes para a regeneração natural das espécies, afetando o estabelecimento e crescimento de indivíduos arbóreos jovens. Entre eles destacam-se o período de viabilidade e as taxas de germinação das sementes, a predação de sementes e plântulas, o estresse hídrico, a baixa fertilidade do solo, a ausência de micorrizas, etc. (Aide & Cavalier 1994; Holl *et al.* 2000), além da competição com a vegetação herbácea circundante (Duncan & Duncan 2000; Holl *et al.* 2000). Duncan & Chapman (2002) afirmam que muitas

sementes dispersadas até áreas degradadas encontram micro-habitats desfavoráveis de tal forma que o recrutamento subsequente torna-se improvável. Cabe destacar, contudo, que o estabelecimento e desenvolvimento de plântulas pode também ser favorecido pela presença de vegetação herbácea, o que já foi observado em áreas de regeneração de Floresta com Araucária (Zanini & Ganade 2005) e em pastos abandonados na Colômbia e Estados Unidos (DeSteven 1991; Aide & Cavalier 1994).

Comunidades secundárias de Floresta Atlântica predominam na paisagem de várias regiões do Brasil (Morellato & Haddad 2000; Myers *et al.* 2000), podendo ser reconhecidas como um importante recurso natural, pois ainda abrigam boa parcela da diversidade de fauna e flora. Embora a Floresta Atlântica no sul do Brasil esteja bastante alterada, ainda são poucos e recentes os estudos que tratam da composição, estrutura fitossociológica e dinâmica da vegetação em comunidades secundárias (Klein 1980; Queiroz & Rameau 1991; Queiroz 1994; Torezan 1995; Sevegnani 1995; Sevegnani & Baptista 1996; Dalpiaz 1999; Vinciprova 1999; Dorneles & Negrelle 2000; Salimon & Negrelle 2001; Siminski *et al.* 2004; Cheung 2006). Estudos sobre a chuva de sementes são ainda mais raros (Stachon & Zimmermann 2003; Finck *et al.* 2003; Kriek *et al.* 2006). Esforços para aumentar o nível de conhecimento de comunidades secundárias e de fatores que afetam a regeneração natural da Floresta Atlântica são essenciais a fim de criar subsídios para a recuperação de áreas degradadas.

1.1 Área de estudo

A área estudada localiza-se no município de Dom Pedro de Alcântara (29°22'59"S 49°50'18"W), no Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Nessa região, prevalecem depósitos sedimentares do Quaternário, que formam planícies e terraços lacustres, havendo também algumas dunas (Justus *et al.* 1986). O relevo é predominantemente plano, de até 30 m de altitude, com algumas elevações de arenito Botucatu que apresentam no máximo 250 m de altitude (Brasil 1980).

O clima é subtropical úmido com verões quentes, tipo Cfa, segundo a classificação de Köppen (Mota 1951; Moreno 1961). A proximidade com o Oceano Atlântico e a presença de várias lagoas resultam numa ação termorreguladora nesta região. Esta característica somada à proteção contra ventos frios vindos do oeste promovida pela Serra Geral, contribuem para que o clima seja mais ameno no inverno nessa região, que possui a menor amplitude térmica no Rio Grande do Sul (Araújo 1930; Moreno 1961).

A temperatura média é de 18,9°C, a média da temperatura máxima é de 26,4°C e da temperatura mínima é de 11,3°C, conforme as normais climatológicas de 1961 a 1990 da

Estação Meteorológica de Torres (29°20'S 49°43'W) (Brasil 1992). As precipitações são abundantes e bem distribuídas, com média anual de 1.387 mm, sendo os meses de primavera e verão os mais chuvosos. Na região ocorrem ventos carregados de vapor d'água típicos de regiões costeiras (Moreno 1961; Brasil 1992).

De acordo com Streck *et al.* (2002), a região de Dom Pedro de Alcântara apresenta solos das seguintes classes: Chernossolo Argilúvico Férrico em associação com Neossolo Litólico Eutrófico ocupando áreas de relevo mais acidentado, sendo o primeiro um solo escuro com alta fertilidade e o segundo, pouco desenvolvido com afloramentos; Gleissolo Melânico Eutrófico, que é pouco profundo e mal drenado, ocupando áreas de baixada; e Argissolo Vermelho Distrófico, que é profundo e bem drenado, ocorrendo em relevo suave ondulado. Esta última classe de solo ocorre na área estudada, apresentando textura arenosa (arênico), horizonte B mais argiloso do que os demais, forte acidez e baixa fertilidade natural.

Até o início do século XX, a Floresta Atlântica revestia a maior parte do município de Dom Pedro de Alcântara, exceto nos locais que já eram habitados pelos colonizadores alemães e italianos (Selau 1995). Com o passar do tempo, as áreas de floresta foram gradualmente alteradas, com maior intensidade a partir de 1940, sendo em sua maioria desmatadas para formação de pastagens e cultivos, especialmente de banana (*Musa x paradisiaca*) (Rambo 1956; Ruschel 1984; Selau 1995).

Para este estudo foram escolhidas duas áreas de vegetação secundária em uma propriedade particular, na localidade de Porto da Colônia, uma com cinco anos de regeneração natural, chamada de capoeira 5a., e outra com 20 anos, denominada capoeira 20a. Ambas as áreas são limítrofes a um remanescente de Floresta Atlântica de Terras Baixas e a áreas de pastagem ou cultivos de propriedades vizinhas.

Na época dos levantamentos, a capoeira 5a. apresentava uma comunidade vegetal com um estrato herbáceo e arbustivo bem desenvolvido, com predomínio de *Baccharis dracunculifolia* (porte de aproximadamente 4 m de altura) e muito poucos indivíduos arbóreos. A floresta que ocupava essa área sofreu corte raso em 1982, sendo utilizada para cultivos diversos por um ano e em seguida como pastagem para gado até 1999, quando foi isolada com cercas e abandonada para regeneração da floresta.

Na área da capoeira 20a., o desmatamento foi feito com corte raso em 1972, quando se iniciou o cultivo de abacaxi e depois de mandioca. Por volta de 1982, a área foi abandonada, mas não foi isolada com cercas, tendo sofrido com eventual entrada de gado, uma queimada parcial e deposição de lixo e entulhos em parte de sua área. A partir de 1999, cessaram essas perturbações, o que permitiu maior progresso da regeneração natural. Na

época deste estudo, a comunidade vegetal dessa área apresentava os estratos arbustivo e arbóreo densos, com predomínio de *Leandra spp.* e *Ossaea amygdaloides* entre os arbustos e de *Myrsine coriacea* entre as árvores.

Na região, a Floresta Atlântica de Terras Baixas apresenta árvores de grande porte, atingindo mais de 20 m, a maioria perenifolia constituindo um componente arbóreo denso e fechado. São comuns no estrato superior *Ficus cestriifolia*, *Virola bicuhyba*, *Cabralea canjerana*, *Cinnamomum glaziovii* e *Magnolia ovata*, além de *Euterpe edulis*, *Garcinia gardneriana*, *Sorocea bonplandii* e *Meliosma sellowii* no estrato médio (Veloso & Klein 1968; Nunes 2001). O fragmento florestal presente na propriedade é uma das poucas áreas de floresta primária em terras baixas remanescentes no Litoral Norte, merecendo atenção quanto à conservação (Vinciprova 1999).

1.2 Objetivo geral

- Conhecer a diversidade, estrutura e a dinâmica da vegetação e a chuva de sementes ornitocóricas em comunidades secundárias de Floresta Ombrófila Densa Atlântica.

1.2.1 Objetivos específicos

- Descrever a diversidade e estrutura do componente herbáceo-subarbustivo em estádios iniciais da sucessão secundária e suas relações com variáveis ambientais;
- Verificar a riqueza e estrutura fitossociológica de diferentes classes de tamanho da sinúsia arbórea no início da sucessão secundária;
- Avaliar o potencial de regeneração natural de espécies arbóreas aos cinco e 20 anos do início da sucessão secundária e as mudanças na composição e diversidade arbórea em um período de dois anos;
- Avaliar a riqueza e abundância da chuva de sementes ornitocóricas e os potenciais dispersores em uma comunidade secundária com cinco anos de regeneração natural, verificando a existência de padrões sazonais;
- Documentar aspectos gerais observados em estádios iniciais da sucessão secundária da Floresta Atlântica do sul do Brasil, gerando subsídios básicos para estudos futuros e estratégias de recuperação de áreas degradadas.

1.3 Referências bibliográficas

- AIDE, T.M. & CAVALIER, J. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Restoration Ecology** 2: 219-229.
- BAZZAZ, F.A. & PICKETT, S.T.A. 1980. The physiological ecology of tropical succession: A comparative review. **Annual Review of Ecology and Systematics** 11: 287–310.
- BECKER, F.G.; IRGANG, G.V.; HASENACK, H.; VILELLA, F.S. & VERANI, N.F. 2004. Land cover and conservation state of a region in the southern limit of the Atlantic Forest (river Maquiné basin, Rio Grande do Sul, Brazil). **Brazilian Journal of Biology** 64(3B): 569-582.
- BUDOWSKI, G. 1965. Distribution of tropical American rainforest species in the light of successional processes. **Turrialba** 15(1): 40-42.
- CARRIÈRE, S.M. ; ANDRÉ, M. ; LETOURMY, P. ; OLIVIER, I. & McKEY, D.B. 2002. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural system in southern Cameroon. **Journal of Tropical Ecology** 18: 353-374.
- CHARLES-DOMINIQUE, P. 1986. Inter-relations between frugivorous vertebrates and pioneer plants : Cecropia, birds, and bats in French Guyana. pp. 119-135. In: A. ESTRADA & T.H. FLEMING (Eds.) **Frugivores and seed dispersal**. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers.
- CHEUNG, K.C. 2006. **Regeneração natural em áreas de Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR**. 69 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- CLEMENTS, F.E. 1916. **Plant succession: an analysis of the development of vegetation**. Washington: Carnegie Institute & Washington Publications.
- CONNEL, J.H. & SLATYER, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist** 111(982): 1119-1144.
- DALPIAZ, S. 1999. **Estudo fitossociológico de uma área de sucessão secundária no município de Dom Pedro de Alcântara, RS-BRA**. 112 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- DEAN, W. 1996. **A ferro e fogo - A História e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras.
- DENSLOW, J.S. 1987. Tropical rainforest gaps and species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics** 18: 431-452.
- DeSTEVEN, D. 1991. Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: seedling emergence. **Ecology** 72: 1066–1075.
- DORNELES, L.P.P. & NEGRELLE, R.B. 2000. Aspectos da regeneração natural de espécies arbóreas da Floresta Atlântica. **Iheringia, Série Botânica**, 53: 85-100.
- DRURY, W.H. & NISBET, I.C.T. 1973. Succession. **Journal of the Arnold Arboretum** 54: 331-368.
- DUNCAN, R.S. & CHAPMAN, C.A. 2002. Limitations of animal seed dispersal on degraded lands. pp. 437-450. In: D.J. LEVEY; W.R. SILVA & M. GALETTI. (Eds.) **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. New York: CABI Publishing.
- DUNCAN, R.S. & DUNCAN, V.E. 2000. Forest succession and distance from forest edge in an afro-tropical grassland. **Biotropica** 32(1): 33-41.
- EGLER, F.E. 1954. Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. **Vegetatio** 4: 412-417.

- FERNANDES, D.N. & SANFORD-JR., R.L. 1995. Effects of recent land-use practices on soil nutrients and succession under Tropical Wet Forest in Costa Rica. **Conservation Biology** 9(4): 915-922.
- FINEGAN, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession. **Trends in Ecology and Evolution** 11: 119-124.
- FINK, D.; BORCHARDT-JUNIOR, C. A.; KRIECK, C.; KRIECK, C. A.; BRANDT, C. S. & ZIMMERMANN, C. E. 2003. Chuva de sementes sob *Myrsine coriacea* (SW.) R. BR. (Myrsinaceae): o papel de poleiros naturais na recuperação de áreas degradadas. p. 145-152. In: **Anais do II Seminário Estadual de Reflorestamento e Recuperação Ambiental**. Ijuí, Brasil, 2003.
- FONSECA, G.A.B. 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** 34: 17-34.
- GALETTI, M. & FERNANDEZ, J.C. 1998. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and the illegal trade. **Journal of Applied Ecology** 35: 294-301.
- GLEASON, H.A. 1926. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club** 53: 7-26.
- GÓMEZ-POMPA, A. & VÁZQUEZ-YANES, C. 1981. Successional studies of a rain forest in Mexico. pp. 246-266. In: D.C. WEST; H.H. SHUGART & D.B. BOTKIN (Eds.) **Forest succession**. Concepts and application. New York: Springer-Verlag.
- GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** 148: 185-206.
- GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2002. Sucesión secundaria. pp. 591-618. In: M.R. GUARIGUATA & G.H. KATAN (Eds.) **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. México: Ediciones LUR.
- HOLL, K.D. 1998. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? **Restoration Ecology** 6: 253-261.
- HOLL, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica** 31: 229-242.
- HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V. & SAMUELS, I.A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology** 8: 339-349.
- HOWE, H.F. & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. **Review of Ecology and Systematics** 13: 201-228.
- HUSTON, M. & SMITH, T. 1987. Plant succession: life history and competition. **American Naturalist** 130: 168-198.
- INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL - ISA; REDE DE ONGs DA MATA ATLÂNTICA - RMA & SOCIEDADE NORDESTINA DE ECOLOGIA - SNE. 2001. **Dossiê Mata Atlântica 2001: Projeto Monitoramento Participativo da Mata Atlântica**. São Paulo: Sonopress-Rimo Ind. e Com. Fonográfico Ltda.
- JOLY, C.A.; LEITÃO-FILHO, H.F. & SILVA, S.M. 1991. O patrimônio florístico/The floristic heritage. pp. 94-125. In: I.G. CAMARA (Ed.) **Mata atlântica/Atlantic Rain Forest**. São Paulo: Editora Index & Fundação SOS Mata Atlântica.

- KLEIN, R.M. 1961. Aspectos fitofisionômicos da mata pluvial da costa atlântica do Sul do Brasil. **Boletim da Sociedade Argentina de Botânica** 9: 123-139.
- KLEIN, R.M. 1980. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia** 32: 165-384.
- KLEIN, R.M. 1984. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Sellowia** 36: 5-54.
- KRIECK, C.A.; FINK, D.; ASSUNÇÃO, L.G. & ZIMMERMANN, C.E. 2006. Chuva de sementes sob *Ficus cestrifolia* (Moraceae) em áreas com vegetação secundária no Vale do Itajaí, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas** 19 (3): 27-34.
- LEITE, F.M. & KLEIN, R.M. 1990. Vegetação. Pp: 113-188. In: IBGE. Diretoria de Geociências. **Geografia do Brasil**. v. 2. Rio de Janeiro, IBGE.
- LINDMAN, C.A.M. 1906. **A vegetação no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Livraria Universal.
- MANTOVANI, W. & SILVA, S.M. 1999. Flora - Relatório técnico. In: **Workshop Floresta Atlântica e Campos Sulinos**. Disponível em: http://www.bdt.fat.org.br/workshop/mata.atlantica/BR/rp_flora. Acesso em: 25.10.2003.
- MARTINI, A.M.Z. & SANTOS, F.A.M. 2007. Effects of distinct types of disturbance on seed rain in the Atlantic forest of NE Brazil. **Plant Ecology** 190: 81-95.
- McCOOK, L.J. 1994. Understanding ecological community succession: causal models and theories. **Vegetatio** 110: 115-147.
- MILES, J. 1979. **Vegetation dynamics**. London: Chapman & Hall.
- MORELLATO, L.P.C. & HADDAD, C.F.B. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica** 32(4b): 786-792.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 854-858.
- NEPSTAD, D.C.; UHL, C. & SERRAO, E.A.S. 1991. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio** 20: 248-255.
- NUNES, C.C. 2001. **Estudo fitossociológico e análise foliar de um remanescente de Mata Atlântica em Dom Pedro de Alcântara, RS**. 99 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica** 32(4b): 793-910.
- PIZO, M.A. 2002. The seed-dispersers and fruit syndromes of Myrtaceae in the Brazilian Atlantic Forest. pp. 129-144. In: D.J. LEVEY; W.R. SILVA & M. GALETTI. (Eds.) **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. New York: CABI Publishing.
- QUEIROZ, M. H. 1994. **Approche phytoécologique et dynamique des formations végétales secondaires développées après abandon des activités agricoles, dans le domaine de la forêt ombrophile dense de versant (Forêt Atlantique) à Santa Catarina-Brésil**. 261 f. Tese (Doutorado. École Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, Nancy.
- QUEIROZ, M.H. & RAMEAU, J.C. 1991. Etudes de phytodynamique dans la zone de la Forêt Atlantique brésilienne. pp. 359-367. In: **Colloques Phytosociologiques XX**. Bailleul, França, 1991.
- RAMBO, B. 1950. A Porta de Torres. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues** 2 (2): 125-136.
- RAMBO, B. 1956. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**. 2ed. Porto Alegre: Livraria Selbach.

- RAMBO, B. 1961. Migration routes of the south Brazilian rain forest. **Pesquisas Botânica** 12: 5-54.
- RUSCHEL, R.R. 1984. A Colônia de São Pedro de Alcântara. pp. 69-71. In: R.R. RUSCHEL & P.D. RUSCHEL (Eds.) **São Domingos das Torres**. Porto Alegre: Martins Livreiro.
- SALIMON, C.I. & NEGRELLE, R. R. B. 2001. Natural regeneration in a quaternary costal plain in southern Brazilian Atlantic Rain Forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 44(2): 155-163.
- SCHUPP, E.W.; HOWE, H.F.; AUGSPURGER, C.K. & LEVEY, D.J. 1989. Arrival and survival in tropical treefall gaps. **Ecology** 70:562-564.
- SELAU, J.K. 1995. **Colônia de São Pedro**. Um pouco de sua história. Porto Alegre: Engraf.
- SEVEGNANI, L. 1995. **Fitossociologia de uma floresta secundária, Maquiné, RS**. 148 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- SEVEGNANI, L. & BAPTISTA, L.R.M. 1996. Composição florística de uma floresta secundária no âmbito da Floresta Atlântica, Maquiné. **Sellowia** 45/48: 47-41.
- SILVA, W.R.; DE MARCO-JR, J.; HASUI, E. & GOMES, V.S.M. 2002. Patterns of fruit-frugivore interactions in two Atlantic Forest bird communities of South-eastern Brazil: implications for conservation. pp. 423-436. In: D.J. LEVEY; W.R. SILVA & M. GALETTI. (Eds.) **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. New York: CABI Publishing.
- SIMINSKI, A.; MANTOVANI, M.; REIS, M.S. & FANTINI, A.C. 2004. Sucessão florestal secundária no município de São Pedro de Alcântara, litoral de Santa Catarina: estrutura e diversidade. **Ciência Florestal** 14(1): 21-33.
- SOS MATA ATLÂNTICA & INPE. 1993. **Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- STACHON, E. & ZIMMERMANN, C.E. 2003. Dispersão de sementes e o processo de regeneração de áreas degradadas: o papel de *Ficus organensis* (Miquel) isoladas na paisagem. **Revista de Estudos Ambientais** 5 (1): 56-65.
- TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. & GASCON, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation** 13:1419-1425.
- TANSLEY, A.G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology** 16: 384-307.
- TEIXEIRA, M.B.; COURA-NETO, A.B.; PASTORE, U. & RANGEL-FILHO, A.L.R. 1986. Vegetação. pp. 541-620. In: **Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra**. Rio de Janeiro: IBGE. (Levantamento de Recursos Naturais, v. 33).
- TOREZAN, J.M.D. 1995. **Estudo da sucessão secundária na Floresta Ombrófila Densa Submontana, em áreas anteriormente cultivadas pelo sistema de coivara, em Iporanga-SP**. 89 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- VELOSO, H.P. & KLEIN, R.M. 1968. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do Sul do Brasil. VI. Agrupamentos arbóreos dos contra-fortes da Serra Geral situadas ao sul da costa catarinense e ao norte da costa sul-riograndense. **Sellowia**,15: 57-114.
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE.

- VINCIPROVA, S.A.R. 1999. **Fitossociologia de uma comunidade secundária situada em região de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS.** 111 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- WHITTAKER, R.H. 1953. A consideration of climax theory: the climax as population and pattern. **Ecological Monographs** 23: 42-78.
- ZANINI, L.; GANADE, G. 2005. Restoration of Araucaria Forest: the role of perches, pioneer vegetation, and soil fertility. **Restoration Ecology** 13(3): 507-514.

CAPÍTULO I

Diversidade e estrutura do componente herbáceo-subarbustivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no Sul do Brasil



Capoeira com cinco anos (Foto: A. Scherer)

2 DIVERSIDADE E ESTRUTURA DO COMPONENTE HERBÁCEO-SUBARBUSTIVO EM VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA DE FLORESTA ATLÂNTICA NO SUL DO BRASIL

2.1 Resumo

A composição florística, diversidade e estrutura do componente herbáceo-subarbustivo e suas relações com fatores ambientais foram estudados em comunidades secundárias de Floresta Atlântica de Terras Baixas com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Os dados estruturais foram obtidos em 100 e 35 parcelas de 1 m² nas capoeiras 5a. e 20a., respectivamente. Foram avaliadas as correlações entre o padrão de distribuição das espécies e variáveis ambientais com análise de correspondência canônica (CCA). A composição e estrutura do componente herbáceo-subarbustivo das capoeiras apresentaram diferenças significativas. A similaridade florística entre as capoeiras atingiu 40%. A capoeira 5a. teve 76 espécies e diversidade (H') de 2,305 nats/ind. A maioria das espécies era heliófila e poucas eram ciófilas. A capoeira 20a. teve 34 espécies e H' de 1,961 nats/ind. Nesta capoeira, a maioria das espécies era tolerante à sombra em comparação à capoeira 5a. Embora haja efeitos do esforço amostral na riqueza, as diferenças gerais observadas distinguiram as capoeiras na CCA. A distribuição das espécies mostrou-se associada em parte à densidade de arbustos e árvores, que reflete o sombreamento nos estratos inferiores, à distância de bordas florestais e às condições de fertilidade do solo, provavelmente afetadas por diferentes tipos de usos das áreas feitos no passado.

Palavras-chave: sucessão secundária, regeneração florestal, sinúsia herbácea, Floresta Ombrófila Densa Atlântica de Terras Baixas

2.2 Abstract

Diversity and structure of herbaceous-subshrubby component in Atlantic Forest secondary vegetation in southern Brazil – Diversity, structure and dynamic aspects of herbaceous-subshrubby component and their relations with environmental factors were studied in Lowland Atlantic Forest secondary communities with five (5y.) and 20 years (20y.) of natural regeneration. Structural data were obtained in 100 and 35 plots of 1 m² in area 5y. and 20y., respectively. By means of correspondence canonical analysis (CCA), correlations between species distribution patterns and environmental variables were evaluated. Herbaceous-subshrubby component composition and structure between areas 5y. and 20y. had significant differences. Floristic similarity between areas reached 40%. 5y. area had 76 species and diversity (H') of 2.305 nats./ind. Most species was light-demanding and a small number was

shade tolerant. 20y. area had 34 species and H' of 1.961 nats./ind., and a higher number of shade tolerant species comparing to area 5y. Despite the sample effort effects on species richness, the overall observed differences distinguished the studied areas in CCA. Species distribution between both areas was partly associated to shrubs and trees density which reflects shading on inferior strata, to distances from forest edges, and to edaphic conditions, which probably was affected by different past land uses.

Key words: secondary succession, forest regeneration, herb synusiae, Lowland Atlantic Rain Forest

2.3 Introdução

A Floresta Atlântica *sensu stricto* (Floresta Ombrófila Densa Atlântica) se distribui ao longo de quase toda a costa brasileira, estendendo-se do Nordeste ao Sul do Brasil (Joly *et al.* 1991), e está entre as florestas tropicais mais ameaçadas do mundo (SOS Mata Atlântica & INPE 1993). Após séculos de intervenções humanas, esta floresta está completamente fragmentada, com os maiores remanescentes concentrados nas regiões sudeste e sul do País (ISA *et al.* 2001).

No sul do Brasil, onde a Floresta Atlântica *s.s.* tem seu limite de distribuição meridional (Leite & Klein 1990), muitas áreas ocupadas por essa formação foram substituídas por atividades agrícolas, sendo que várias espécies, padrões e processos característicos podem ter desaparecido regionalmente ou ter sido bastante alterados (Becker *et al.* 2004). Essa descaracterização mostra-se mais evidente para as florestas de terras baixas (5 a 30 m de altitude; Teixeira *et al.* 1986), que foram quase totalmente eliminadas na região (Salimon & Negrelle 2001; Becker *et al.* 2004), pois estão em terrenos de fácil acesso e de ocupação mais antiga. Em geral, os remanescentes de Floresta Atlântica constituem áreas alteradas, estando freqüentemente associados com comunidades secundárias em diferentes estádios sucessionais após abandono de terras desmatadas.

As comunidades secundárias, comumente chamadas de capoeiras, constituem um conjunto de sociedades vegetais, que surge imediatamente após a devastação da floresta ou depois do abandono do terreno cultivado, com estádios sucessionais bem marcados, que tendem a reconstituir a vegetação original (Clements 1916; Klein 1980). De maneira geral, a recolonização e regeneração florestal em áreas desmatadas se caracterizam por uma gradual substituição de espécies e aumento da riqueza ao longo do tempo, em função das diferentes condições ambientais que vão se estabelecendo às quais diferentes espécies melhor se adaptam, ocorrendo mudanças estruturais nessas comunidades (Leitão-Filho *et al.* 1998).

Dentre os fatores bióticos e abióticos que influenciam as comunidades secundárias que se estabelecem numa área, estão as condições físicas e de fertilidade do solo, o tipo de uso pretérito do solo e sua duração, a ação de dispersores de sementes e a competição entre espécies. As interações entre espécies e destas com o meio atuam como controladores da colonização e do estabelecimento das populações vegetais no decorrer da sucessão secundária (Myster 2004), ocorrendo simultaneamente interações positivas e negativas entre os indivíduos que levam à inibição, facilitação ou tolerância durante o estabelecimento das espécies (Connell & Slatyer 1977; Ganade & Brown 2002). Nos estádios pioneiros da sucessão secundária florestal, o componente herbáceo-subarbusivo é predominante, exercendo importantes funções. Promovem a proteção do solo contra erosões, a manutenção das condições térmicas, luminosas e de umidade no nível do solo, atração de animais, iniciando a retomada das interações planta-animal, favorecendo, então, a formação de micro-habitats propícios para espécies vegetais e animais (Reis *et al.* 1999; Pereira *et al.* 2005).

Vários estudos sobre a dinâmica da vegetação têm sido realizados em comunidades secundárias no Brasil (Tabarelli & Mantovani 1999; Dorneles & Negrelle 2000; Salimon & Negrelle 2001; Siminski *et al.* 2004; entre outros), buscando um maior conhecimento e gerando diretrizes para estratégias de recuperação ou restauração de áreas alteradas. A grande maioria, porém, aborda o componente arbustivo e/ou arbóreo, sendo poucos os que versam sobre o componente herbáceo-subarbusivo, como os de Queiroz & Rameau (1991), Torezan (1995), Vinciprova (1999), Dalpiaz (1999) e Vieira & Pessoa (2001).

O presente estudo pretende contribuir com o conhecimento da dinâmica da sucessão secundária da Floresta Atlântica de Terras Baixas, tendo como objetivo principal caracterizar a diversidade e estrutura do componente herbáceo-subarbusivo, bem como aspectos da dinâmica da sucessão secundária em estádios iniciais. As principais questões deste trabalho foram: 1) Quais as diferenças na composição de ervas e subarbustos em comunidades de vegetação secundária decorridos cinco e 20 anos do início da regeneração natural? 2) Quais variáveis ambientais podem ter influência no componente herbáceo-subarbusivo em estádios iniciais da sucessão secundária?

2.4 Material e Métodos

Áreas de estudo - O estudo foi realizado em duas capoeiras adjacentes a um remanescente pouco alterado de aproximadamente 12 ha de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (15 a 30 m de altitude; 29°22'59"S 49°50'18"W), situado no município de Dom Pedro de Alcântara, Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 2.1). Na região prevalecem depósitos sedimentares do Quaternário, constituindo planícies e terraços lacustres, onde também

ocorrem modelados eólicos (dunas) (Justus *et al.* 1986). O relevo é predominantemente plano (até 30 m de altitude) com algumas elevações de arenito Botucatu de até 250 m de altitude (Brasil 1980). O clima é subtropical úmido com verões quentes, Cfa, segundo a classificação de Köppen (Mota 1951; Moreno 1961), com temperatura média de 18,9°C e médias das temperaturas máximas e mínimas de 26,4°C e 11,3°C, respectivamente, conforme as normais climatológicas de 1961 a 1990 da Estação Meteorológica de Torres (29°20'S 49°43'W) (Brasil 1992). As precipitações são abundantes e bem distribuídas, com média anual de 1.387 mm, sendo os meses de primavera e verão os mais chuvosos (Moreno 1961; Brasil 1992). O solo da área é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico Arênico, que se caracteriza por ser profundo, bem drenado, com textura arenosa e horizonte B mais argiloso que os demais, com forte acidez e baixa fertilidade natural (Streck *et al.* 2002).

A capoeira mais recente (capoeira 5a.), com tamanho de 1,5 ha e em processo de regeneração natural em andamento há cinco anos na época dos levantamentos (2004), apresentava uma comunidade vegetal com um estrato herbáceo e arbustivo bem desenvolvido, com predomínio de *Baccharis dracunculifolia* (porte de aproximadamente 4 m de altura) e escassos indivíduos arbóreos. A floresta que ocupava essa área sofreu corte raso em 1982, sendo utilizada para cultivos por um ano e em seguida como pastagem para gado até 1999, quando foi isolada com cercas e abandonada para regeneração da floresta. Na segunda área (capoeira 20a.), com tamanho aproximado de 0,38 ha e cerca de 20 anos de abandono, o desmatamento foi feito com corte raso em 1972, quando se iniciou o cultivo de abacaxi e depois de mandioca. Por volta de 1982, a área foi abandonada, mas não foi isolada com cercas, tendo sofrido com eventual entrada de gado, uma queimada parcial e deposição de lixo e entulhos em parte de sua área. A partir de 1999, cessaram essas perturbações, ocorrendo maior progresso na regeneração natural. Na época deste estudo, a comunidade vegetal dessa área apresentava os estratos arbustivo e arbóreo densos, com predomínio de *Leandra spp.* e *Ossaea amygdaloides* entre os arbustos e *Myrsine coriacea* entre as árvores.

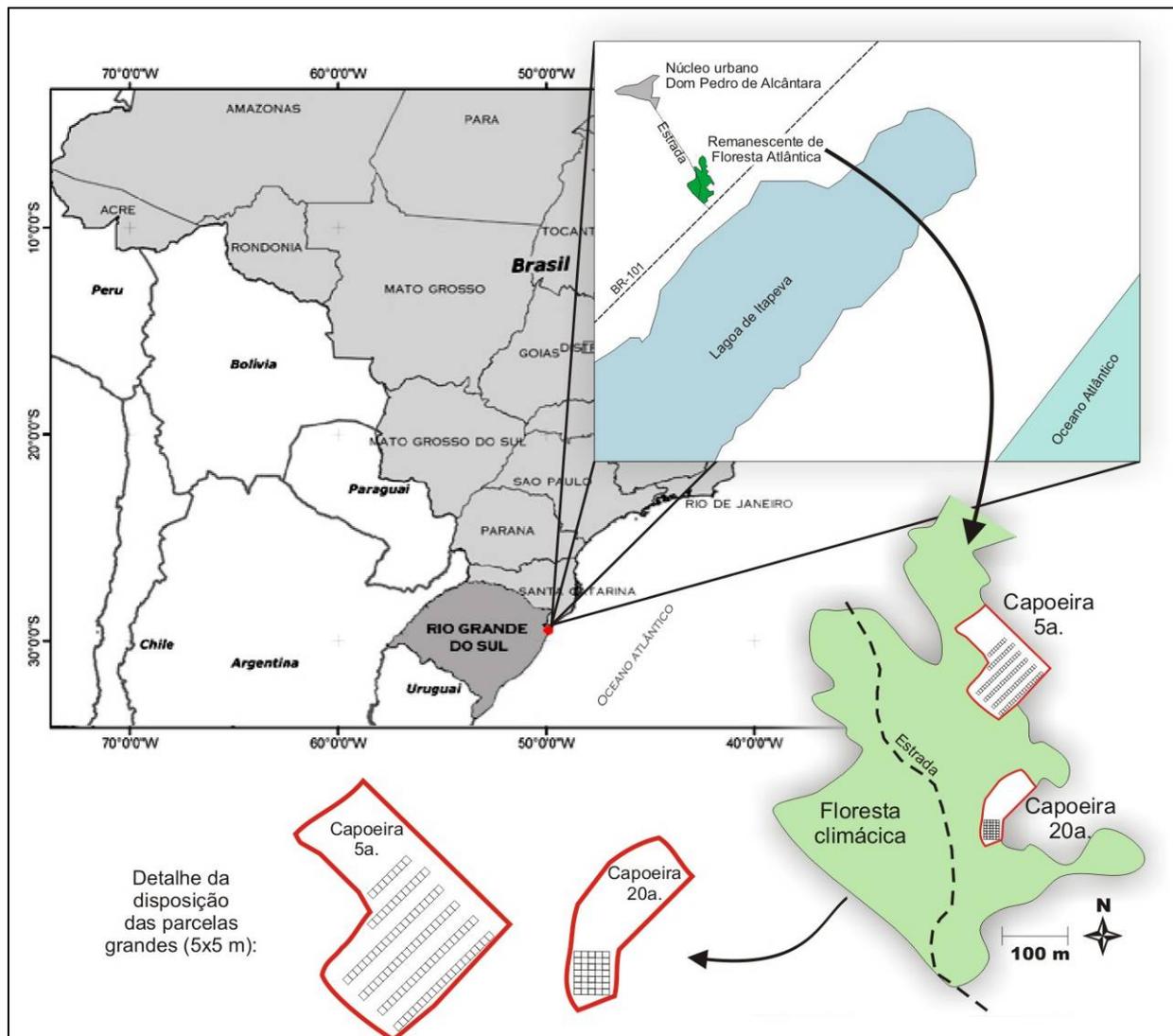


Figura 2.1 - Localização da área de estudo ($29^{\circ}22'59''S$ $49^{\circ}50'18''W$) no sul do Brasil. Acima à direita: esquema do remanescente de Floresta Atlântica primária em relação ao núcleo urbano de Dom Pedro de Alcântara e ao Oceano Atlântico. Abaixo à direita: desenho em escala dos limites das capoeiras (em vermelho) e seu posicionamento em relação ao remanescente florestal. Abaixo no centro: detalhe da disposição das parcelas grandes dentro das capoeiras.

Procedimento amostral – O levantamento da vegetação foi realizado entre agosto de 2004 e janeiro de 2005, considerando-se apenas plantas herbáceas e subarbustivas, excluindo-se espécies de arbustos e arbóreas mesmo que no estágio de plântula. O reconhecimento das espécies de ervas e subarbustos baseou-se na observação em campo da consistência herbácea ou lenhosa das plantas. Como espécies subarbustivas foram consideradas aquelas que se ramificam desde sua base, com ramos basais lenhosos e apicais herbáceos. Posteriormente, o hábito das espécies foi confirmado em estudos taxonômicos (Reitz 1965-; Schultz 1955-; von Martius *et al.* 1840-1906; entre outros).

O levantamento fitossociológico foi feito em parcelas de 1 m x 1 m (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) dispostas em um dos vértices dentro de parcelas de 5 m x 5 m, nas quais foi

feita a contagem de arbustos e de árvores. Na capoeira 5a., devido a sua maior área (1,5 ha), as parcelas grandes foram dispostas em faixas (5 m x 100 m; Figura 2.1) espaçadas por 15 m; dessa forma as parcelas menores tiveram espaçamento de 4 m (dentro da faixa) e 19 m (entre faixa), perfazendo 100 parcelas. Na capoeira 20a., o levantamento foi feito apenas em uma parte de 0,1 ha, pois o restante da área apresentava alta densidade de *Pteridium aquilinum*. Nessa capoeira, as parcelas grandes foram dispostas de forma contígua (Figura 2.1) de modo que as 35 parcelas pequenas amostradas tiveram espaçamento de 4 m em qualquer direção.

Em cada parcela, foi feito o registro da abundância-cobertura das espécies através de estimativa visual, usando-se a escala de Braun-Blanquet (1979), e tomada a medida da altura (h) com auxílio de trena. Foram registrados apenas os indivíduos enraizados dentro das parcelas e, no caso dos cespitosos localizados sobre o limite das mesmas, foram consideradas somente as partes enraizadas dentro delas. Também foi verificada a área de solo exposto e de matéria seca (material vegetal morto e seco ainda em pé e serapilheira) presente nas parcelas, usando-se também a escala de Braun-Blanquet (1979).

O inventário florístico foi feito em toda a área das capoeiras, através de caminhadas ao acaso (Filgueiras *et al.* 1994), registrando-se as espécies encontradas além daquelas amostradas na fitossociologia. O reconhecimento das espécies foi feito no local ou em análise posterior, por comparações com exsicatas de herbário e literatura especializada, consultando-se especialistas, quando necessário. As exsicatas do material coletado foram incluídas no acervo do Herbário ICN da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). A classificação das angiospermas seguiu APG II (2003) e das pteridófitas, Smith *et al.* (2006).

Foram obtidos dados sobre a distância em relação às bordas florestais, o sombreamento (avaliado indiretamente) e o solo para verificar a relações dessas variáveis com a distribuição das espécies herbáceas e subarbustivas nas capoeiras. Para tanto, foi verificada com trena (50 m) a distância mínima das parcelas em relação às bordas florestais. Foi contado nas parcelas maiores o número de indivíduos arbustivos (altura ≥ 1 m) e arbóreos (DAP ≥ 5 cm), que reflete o grau de sombreamento sobre os estratos inferiores. Foram analisadas amostras de solo superficial (0-20 cm de profundidade). A coleta de solo foi feita dentro das parcelas maiores, formando oito amostras para capoeira 5a. e cinco amostras para a capoeira 20a. Cada amostra foi composta por 24 a 32 subamostras, coletadas com um trado (1/4 pol.). As amostras foram analisadas no Laboratório de Análises de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS e os resultados foram usados para caracterizar as parcelas das quais foram feitas as coletas para compor as amostras.

Análise dos dados – As espécies foram classificadas quanto às formas de vida e crescimento de acordo com o sistema de Raunkiaer adaptado por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974), considerando-se principalmente a posição das gemas na planta. Foram classificadas quanto à tolerância à sombra (heliófilas, flexíveis e ciófilas, segundo Collins *et al.* 1985) e à síndrome de dispersão (anemocórica, zoocórica ou não especificado/outros, que incluíram autocóricas, barocóricas, hidrocóricas ou quando a síndrome era desconhecida; van der Pijl 1982). Essas classificações foram feitas através de observações em campo das características morfológicas das plantas, da localização em relação à incidência solar (local sombreado ou não) e por consultas à literatura (Reitz 1965-; Schultz 1955-; von Martius *et al.* 1840-1906; entre outros), quando necessário.

Foram calculadas a cobertura e a frequência das espécies e o valor de importância (VI) a partir da soma dos valores relativos de cobertura e frequência (Braun-Blanquet 1979, Mueller-Dombois & Ellenberg 1974), dividindo-se por dois para perfazer 100%. A distribuição vertical do componente herbáceo-subarbustivo foi analisada através da categorização em classes de alturas. As medidas de diversidade avaliadas foram a riqueza (S), a diversidade específica (H' de Shannon) com os dados de cobertura, a equabilidade (J' de Pielou) e a concentração (C de Simpson) (Magurran 1988). Por meio do teste t (Hutcheson 1970), as diversidades H' calculadas para as capoeiras foram comparadas quanto a diferenças significativas, com um α igual ou inferior a 5%.

A riqueza de espécies foi avaliada por curvas de acumulação de espécies baseadas em abundâncias ou parcelas com o *software* EstimateS 8.0 (Collwel 2006). As curvas de rarefação foram obtidas com 50 aleatorizações sem reposição na ordem das parcelas, sendo a riqueza média observada (S) e desvio padrão computados para os valores cumulativos da cobertura relativa das espécies ou parcelas. Também foi verificada a similaridade florística entre as áreas de estudo pelo índice de Sorensen, empregando-se o programa Multiv 2.3 (Pillar 2004).

As diferenças na composição e abundância das espécies nas capoeiras, bem como as correlações entre a distribuição das mesmas e as variáveis ambientais, foram avaliadas por Análise de Correspondência Canônica (CCA – *Canonical Correspondence Analysis*; ter Braak 1988) com o *software* Canoco v. 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002). Na matriz de espécies (25 variáveis em 135 parcelas) foram mantidas apenas aquelas com cobertura relativa superior a 1% conforme a fitossociologia. Nessa matriz, os valores da escala de abundância de Braun-Blanquet foram convertidos para a de van der Maarel (1979), com nove pontos, resultando num peso mais equilibrado entre populações abundantes, porém com baixa cobertura, e aquelas com alta cobertura (Pillar 1996). A matriz de variáveis ambientais (15 variáveis em 135

parcelas) incluiu todas as variáveis edáficas, a distância mínima em relação às bordas da floresta climácica, o número de indivíduos arbustivos e arbóreos em conjunto e a pontuação conforme a escala de abundância de van der Maarel (1979) para a matéria seca e solo exposto nas parcelas. As variáveis ambientais foram avaliadas quanto à relação com a matriz de espécies através de testes de permutação de Monte Carlo, com 1.000 iterações e $\alpha \leq 5\%$ (Manly 1991). Após uma CCA preliminar, foram eliminadas variáveis ambientais redundantes, ou seja, aquelas altamente correlacionadas. Na CCA final, restaram nove variáveis ambientais (Al, P, K, Ca, Mg, matéria orgânica – M.O., matéria seca, número de arbustos e árvores e distância das bordas florestais), das quais apenas as que apresentaram correlações significativas com a matriz de espécies foram incluídas na análise.

A existência de diferenças significativas na composição e estrutura fitossociológica do componente herbáceo foi verificada comparando-se as capoeiras quanto ao número de espécies, diversidade, equabilidade, cobertura total viva (%) e altura máxima e média em cada parcela, empregando-se análise da variância vinculada à aleatorização (Manly 1991; Pillar & Orlóci 1996). Neste teste, a probabilidade gerada por simulação aleatória com os próprios dados foi obtida com 10.000 iterações, tendo-se como hipótese nula a independência entre o fator de definição dos grupos de parcelas (capoeira 5a. ou 20a.) e as variáveis, e considerando-se um $\alpha \leq 5\%$.

2.5 Resultados

Composição florística e riqueza – A riqueza da capoeira 5a. foi de 76 espécies, 67 gêneros e 30 famílias, enquanto que na capoeira 20a. registraram-se 34 espécies, 30 gêneros e 17 famílias (Tabela 2.1). Apesar dessa diferença na riqueza, a sobreposição das curvas de rarefação e seus limites de confiança revelam que para um mesmo nível de abundância a riqueza de espécies é semelhante entre as capoeiras (Figura 2.2) ou para uma mesma intensidade amostral, indicando que o número de espécies superior na capoeira 5a. pode ser atribuído ao maior número de parcelas levantadas. Considerando a composição de espécies, a similaridade foi baixa (39,4%), sendo que 52 espécies foram exclusivas da capoeira 5a. e 10 da capoeira 20a. As famílias com maior número de representantes em ambas as comunidades foram Poaceae (18 espécies na capoeira 5a. e nove na capoeira 20a.), Asteraceae (13 e cinco espécies) e Cyperaceae (sete e três espécies). Para a capoeira 5a., Apiaceae e Rubiaceae também tiveram destaque, ambas com três espécies.

Formas vitais, síndromes de dispersão e classes de tolerância à sombra – Considerando o levantamento florístico (Tabela 2.1), o componente herbáceo-subarbustivo da capoeira 5a. apresentou maior número de espécies heliófilas (76,6%) e uma minoria de flexíveis e ciófilas

(13,0% e 10,4%, respectivamente), sendo que na capoeira 20a. a proporção entre as heliófilas (44,1%) e as flexíveis (41,2%) mostrou-se mais equilibrada, além de um pequeno incremento para as ciófilas (14,71%). As hemiptófitas cespitosas, caméfitas herbáceas escaposas e as hemiptófitas reptantes foram mais freqüentes na capoeira 5a., com 23,7%, 17,1% e 15,8% da riqueza total, respectivamente, assim como as espécies com adaptações diversas para a dispersão (56,6%), tais como autocoria, barocoria e hidrocoria, sendo agrupadas na categoria não especificado/outros, seguida das anemocóricas (35,5%) (Tabela 2.1). Na capoeira 20a., também foram mais freqüentes as hemiptófitas cespitosas e reptantes (23,5% para ambas), seguidas das hemiptófitas rosuladas e geófitas rizomatosas (ambas com 11,8%), havendo um predomínio de espécies anemocóricas (47,1%).

Tabela 2.1 – Famílias e espécies com as respectivas categorias ecológicas observadas no componente herbáceo-subarbustivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Legenda: forma de vida e crescimento: C her ces = caméfito herbácea cespitosa, C her esc = caméfito herbácea escaposa, C her rep = caméfito herbácea reptante, C sub ces = caméfito subarbustiva cespitosa, C sub esc = caméfito subarbustiva escaposa, F gram = fanerófito graminóide, G bul = geófito bulbosa, G riz = geófito rizomatoso, H ces = hemipterófito cespitosa, H rep = hemipterófito reptante, H ros = hemipterófito rosulada, T esc s/ros = terófito escaposo sem roseta, T rep = terófito reptante; tolerância à sombra: hel = heliófila, fle = flexível, cio = cíofila; síndrome de dispersão: zoo = zoocórica, ane = anemocórica, n/e = não especificado/outras síndromes; *espécies registradas na amostragem.

Família	Espécie	Capoeira		Forma de vida e crescimento	Tolerância à sombra	Síndrome de dispersão
		5a.	20a.			
Acanthaceae	<i>Dicliptera pohliana</i> Nees *	X		C her esc	fle	n/e
Anemiaceae	<i>Anemia flexuosa</i> (Savigny) Sw. *		X	G riz	fle	ane
Apiaceae	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb. *	X	X	H rep	fle	n/e
	<i>Eryngium horridum</i> Malme	X		H ros	hel	n/e
Apocynaceae	<i>Asclepias campestris</i> Vell.	X		C her esc	hel	ane
	<i>Asclepias curassavica</i> L.	X		C her esc	hel	ane
Araliaceae	<i>Hydrocotyle exigua</i> (Urb.) Malme *	X		H rep	cio	n/e
Asteraceae	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC. *	X	X	C sub ces	hel	ane
	<i>Ageratum conyzoides</i> L. *	X		T esc s/ros	hel	ane
	<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC. *	X	X	C sub ces	hel	ane
	<i>Bidens pilosa</i> L.	X		C her esc	hel	zoo
	<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol. *	X	X	H ros	cio	ane
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist *	X		T esc s/ros	hel	ane
	<i>Elephantopus mollis</i> Kunth *	X	X	H ros	hel	ane
	<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	X		T esc s/ros	hel	ane
	<i>Erechtites valerianifolius</i> (Link ex Spreng.) DC. *	X		T esc s/ros	hel	ane
	<i>Eupatorium laevigatum</i> Lam.		X	C sub esc	fle	ane
	<i>Gamochaeta argentina</i> Cabrera	X		C her esc	hel	ane
	<i>Hypochaeris chillensis</i> (Kunth) Britton	X		H ros	hel	ane
	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less. *	X		T esc s/ros	hel	ane
<i>Solidago chilensis</i> Meyen *	X		T esc s/ros	hel	ane	
Blechnaceae	<i>Blechnum austrobrasilianum</i> de la Sota *		X	H ros	fle	ane
	<i>Blechnum brasiliense</i> Desv. *		X	H ros	fle	ane
Campanulaceae	<i>Triodanis biflora</i> (Ruiz & Pav.) Greene *	X		T esc s/ros	cio	n/e
	<i>Wahlenbergia linarioides</i> (Lam.) A. DC.	X		C her esc	hel	n/e
Caryophyllaceae	<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Schult. *	X	X	T rep	fle	zoo
	<i>Spergularia grandis</i> (Pers.) Cambess.	X		C her esc	hel	n/e

Família	Espécie	Capoeira		Forma de vida e crescimento	Tolerância à sombra	Síndrome de dispersão
		5a.	20a.			
Commelinaceae	<i>Commelina diffusa</i> Burm. f. *	X	X	H rep	hel	n/e
Cyperaceae	<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B. Clarke	X		H ces	hel	n/e
	<i>Carex longii</i> var. <i>meridionalis</i> (Kük.) G.A. Wheeler*	X		H ces	hel	n/e
	Cyperaceae <i>sp.</i> *	X		H ces	hel	n/e
	<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	X		G riz	hel	n/e
	<i>Cyperus hermaphroditus</i> (Jacq.) Standl.	X	X	G riz	hel	n/e
	<i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb. *	X		G riz	hel	n/e
	<i>Pycnus polystachyos</i> (Rottb.) P. Beauv. *	X		H ces	hel	n/e
	<i>Scleria arundinacea</i> Kunth		X	H ces	fle	zoo
	<i>Scleria distans</i> Poir. *	X		H ces	hel	n/e
	<i>Scleria secans</i> L. Urb.		X	F gram	fle	zoo
Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn *	X	X	G riz	hel	ane
Dryopteridaceae	<i>Rumohra adiantiformis</i> (G. Forst.) Ching *	X	X	G riz	fle	ane
Fabaceae	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC. *	X	X	H rep	hel	zoo
	<i>Desmodium incanum</i> DC. *	X	X	C her rep	hel	zoo
Hypoxidaceae	<i>Hypoxis decumbens</i> L. *	X		G bul	hel	n/e
Iridaceae	<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav. *	X		G bul	hel	ane
Lamiaceae	<i>Hyptis lacustris</i> A. St.-Hil. ex Benth.	X		C her esc	hel	n/e
Lythraceae	<i>Cuphea calophylla</i> Cham. & Schldl. *	X	X	C sub esc	hel	n/e
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i> L.	X		C sub esc	hel	n/e
Melastomataceae	<i>Tibouchina versicolor</i> (Lindley) Cogn. *	X		C sub esc	hel	ane
Ophioglossaceae	<i>Ophioglossum reticulatum</i> L. *	X		G riz	fle	ane
Orchidaceae	<i>Corimborchis flava</i> (Sw.) Kuntze	X	X	H ces	cio	ane
Oxalidaceae	<i>Oxalis corniculata</i> L. *	X	X	H rep	fle	n/e
Plantaginaceae	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	X		H ros	hel	n/e
	<i>Scoparia dulcis</i> L.	X		C her esc	hel	n/e
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus niruri</i> L. *	X		T esc s/ros	hel	n/e
Poaceae	<i>Andropogon bicornis</i> L. *	X	X	H ces	hel	ane
	<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth *		X	H ces	hel	ane
	<i>Axonopus obtusifolius</i> (Raddi) Chase *	X	X	H rep	fle	n/e
	<i>Axonopus parodii</i> Valls *	X		H ces	hel	n/e
	<i>Calamagrostis viridiflavescens</i> (Poir.) Steud. *	X		H ces	hel	ane
	<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	X		G riz	hel	ane

Família	Espécie	Capoeira		Forma de vida e crescimento	Tolerância à sombra	Síndrome de dispersão
		5a.	20a.			
	<i>Eustachys distichophylla</i> (Lag.) Nees	X		H ces	hel	ane
	<i>Homolepis glutinosa</i> (Sw.) Zuloaga & Soderstr. *	X	X	H ces	fle	zoo
	<i>Ichnanthus pallens</i> (Sw.) Munro ex Benth. *	X	X	H rep	cio	n/e
	<i>Ischaemum minus</i> J. Presl *	X		H rep	hel	n/e
	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv. *		X	H ces	hel	ane
	<i>Oplismenus hirtellus</i> (L.) P. Beauv. *	X		H rep	cio	n/e
	<i>Panicum millegrana</i> Poir. *	X		H rep	fle	n/e
	<i>Paspalum corcovadense</i> Raddi *	X	X	H ces	fle	n/e
	<i>Paspalum urvillei</i> Steud. *	X		H ces	hel	n/e
	<i>Pseudechinolaena polystachya</i> (Kunth) Stapf *	X	X	H rep	cio	zoo
	<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R. Arrill. & Izag. *	X	X	H ces	hel	ane
	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	X		H ces	hel	n/e
	<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br.	X		H ces	hel	n/e
	<i>Steinchisma hians</i> (Elliott) Nash	X		G riz	hel	n/e
Polygalaceae	<i>Polygala paniculata</i> L.	X	X	C her ces	hel	n/e
Polygonaceae	<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	X		H ces	hel	n/e
Polypodiaceae	<i>Polypodium lepidopteris</i> (Langsd. & Fisch.) Kunze *		X	H rep	fle	ane
Rubiaceae	<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers. *		X	C her rep	cio	zoo
	<i>Spermacoce palustris</i> (Cham. & Schltdl.) Delprete	X		C her rep	hel	n/e
	<i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum. *	X		H rep	hel	n/e
	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes *	X	X	H rep	hel	n/e
Scrophulariaceae	<i>Buddleja brasiliensis</i> Jacq. ex Spreng.	X		C sub esc	hel	n/e
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i> Mill.	X		C her esc	hel	zoo
	<i>Solanum viarum</i> Dunal	X		C her esc	hel	zoo
Thelypteridaceae	<i>Thelypteris dentata</i> (Forssk.) E.P. St. John *	X		H ces	hel	ane
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	X		C her esc	hel	n/e

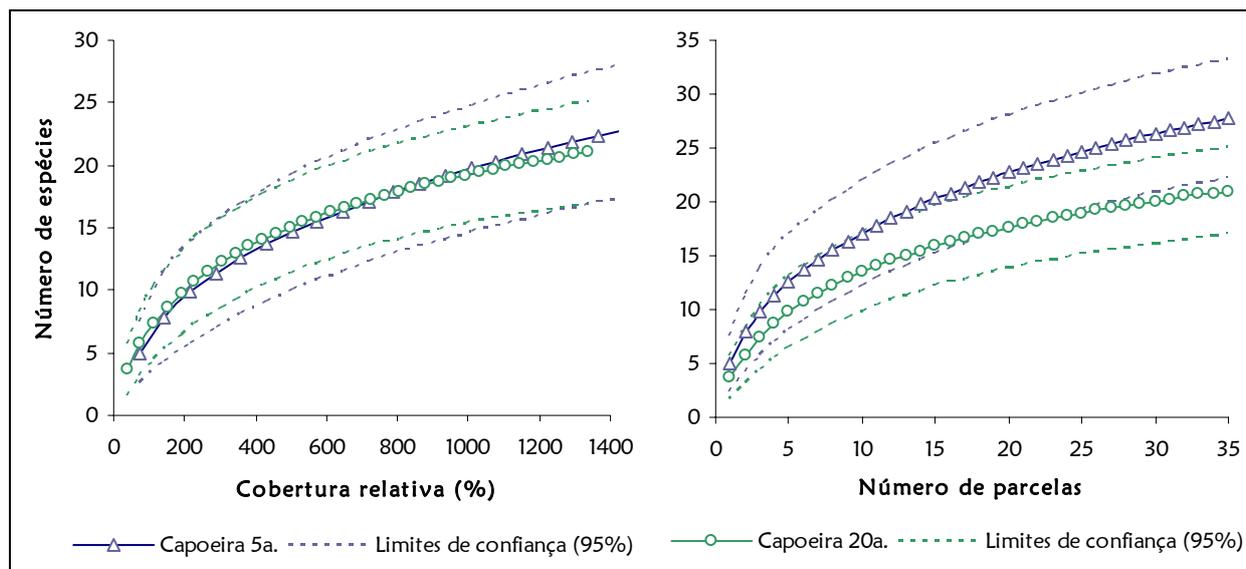


Figura 2.2 - Curvas de rarefação baseadas em abundância e número de parcelas para o componente herbáceo-subarbustivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Linhas sólidas com símbolos (Δ ou \circ) correspondem à média do número de espécies reamostrados 50 vezes e as pontilhadas representam os limites de confiança superior e inferior (95%).

Estrutura fitossociológica e diversidade – A capoeira 5a. apresentou *Ischaemum minus* como a espécie de maior valor de importância (25,37%), cuja cobertura teve maior contribuição nesse índice (Tabela 2.2). Essa espécie junto com *Centella asiatica*, *Axonopus obtusifolius*, *Kyllinga brevifolia*, *Desmodium adscendens*, *Drymaria cordata*, *Axonopus parodii*, *Baccharis trimera*, *Desmodium incanum* e *Pteridium aquilinum* ocuparam as 10 primeiras posições em VI, perfazendo 80,22%. Poaceae e Asteraceae tiveram maior número de espécies registradas na capoeira 5a. (74,68% da CR e 55,15% do VI), sendo marcantes na fisionomia dessa área.

Na capoeira 20a., as 10 espécies que contruíram com um total de 87,65% do VI foram *Paspalum corcovadense*, que sozinho somou 35,63%, *Centella asiatica*, *Andropogon bicornis*, *Blechnum brasiliense*, *Pteridium aquilinum*, *Homolepis glutinosa*, *Desmodium adscendens*, *Rumohra adiantiformis*, *Axonopus obtusifolius* e *Ichnantus pallens*. Na fisionomia da capoeira 20a., as gramíneas e as pteridófitas foram marcantes (91,77% e 79,82% da CR e IVI, respectivamente).

Tabela 2.2 - Parâmetros fitossociológicos do componente herbáceo-subarbustivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Legenda: CA = cobertura absoluta, CR = cobertura relativa, FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa, VI = valor de importância.

Espécie	CA (%)	CR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)
Capoeira 5a.					
<i>Ischaemum minus</i>	30,38	40,60	61,00	10,15	25,37
<i>Centella asiatica</i>	3,88	5,18	75,00	12,48	8,83
<i>Axonopus obtusifolius</i>	7,08	9,46	47,00	7,82	8,64

Espécie	CA (%)	CR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)
<i>Kyllinga brevifolia</i>	4,30	5,75	65,00	10,82	8,28
<i>Desmodium adscendens</i>	2,41	3,22	70,00	11,65	7,43
<i>Drymaria cordata</i>	1,81	2,42	49,00	8,15	5,29
<i>Axonopus parodii</i>	6,65	8,89	9,00	1,50	5,19
<i>Baccharis trimera</i>	3,63	4,85	18,00	3,00	3,92
<i>Desmodium incanum</i>	0,69	0,92	40,00	6,66	3,79
<i>Pteridium aquilinum</i>	3,83	5,11	11,00	1,83	3,47
<i>Erechtites valerianifolius</i>	1,53	2,05	20,00	3,33	2,69
<i>Cuphea calophylla</i>	0,27	0,36	26,00	4,33	2,34
<i>Paspalum corcovadense</i>	1,05	1,40	9,00	1,50	1,45
<i>Solidago chilensis</i>	0,46	0,61	13,00	2,16	1,39
<i>Calamagrostis viridiflavescens</i>	1,83	2,44	1,00	0,17	1,30
<i>Dicliptera pohliana</i>	0,31	0,41	12,00	2,00	1,20
<i>Panicum millegrana</i>	0,88	1,17	6,00	1,00	1,08
<i>Hydrocotyle exigua</i>	0,30	0,40	8,00	1,33	0,87
<i>Paspalum urvillei</i>	0,50	0,67	6,00	1,00	0,83
<i>Homolepis glutinosa</i>	0,75	1,00	3,00	0,50	0,75
<i>Andropogon bicornis</i>	0,43	0,57	4,00	0,67	0,62
<i>Carex longii</i> var. <i>meridionalis</i>	0,35	0,47	4,00	0,67	0,57
<i>Oxalis corniculata</i>	0,20	0,27	4,00	0,67	0,47
<i>Oplismenus hirtellus</i>	0,33	0,43	3,00	0,50	0,47
<i>Scleria distans</i>	0,20	0,27	3,00	0,50	0,38
<i>Elephantopus mollis</i>	0,05	0,07	4,00	0,67	0,37
<i>Diodia saponariifolia</i>	0,05	0,07	3,00	0,50	0,28
<i>Achyrocline satureioides</i>	0,18	0,23	2,00	0,33	0,28
<i>Commelina diffusa</i>	0,18	0,23	2,00	0,33	0,28
<i>Schizachyrium microstachyum</i>	0,15	0,20	2,00	0,33	0,27
<i>Tibouchina versicolor</i>	0,05	0,07	2,00	0,33	0,20
<i>Conyza bonariensis</i>	0,03	0,03	2,00	0,33	0,18
<i>Hypoxis decumbens</i>	0,03	0,03	2,00	0,33	0,18
<i>Ophioglossum reticulatum</i>	0,03	0,03	2,00	0,33	0,18
<i>Chaptalia nutans</i>	0,00	0,00	2,00	0,33	0,17
<i>Richardia brasiliensis</i>	0,00	0,00	2,00	0,33	0,17
<i>Triodanis biflora</i>	0,00	0,00	2,00	0,33	0,17
Cyperaceae sp.	0,03	0,03	1,00	0,17	0,10
<i>Phyllanthus niruri</i>	0,03	0,03	1,00	0,17	0,10
<i>Pycreus polystachyos</i>	0,03	0,03	1,00	0,17	0,10
<i>Ageratum conyzoides</i>	0,00	0,00	1,00	0,17	0,08
<i>Senecio brasiliensis</i>	0,00	0,00	1,00	0,17	0,08
<i>Sisyrinchium micranthum</i>	0,00	0,00	1,00	0,17	0,08
<i>Thelypteris dentata</i>	0,00	0,00	1,00	0,17	0,08
Total	74,82	100,00	601,00	100,00	100,00
Capoeira 20a.					
<i>Paspalum corcovadense</i>	17,00	46,27	100,00	25,00	35,63
<i>Centella asiatica</i>	1,22	3,33	57,14	14,29	8,81
<i>Andropogon bicornis</i>	2,64	7,19	37,14	9,29	8,24
<i>Blechnum brasiliense</i>	5,00	13,61	5,71	1,43	7,52
<i>Pteridium aquilinum</i>	3,29	8,94	20,00	5,00	6,97
<i>Homolepis glutinosa</i>	1,21	3,30	34,29	8,57	5,94
<i>Desmodium adscendens</i>	1,08	2,93	34,29	8,57	5,75
<i>Rumhora adiantiformis</i>	1,36	3,69	11,43	2,86	3,28
<i>Axonopus obtusifolius</i>	1,00	2,72	11,43	2,86	2,79
<i>Ichnantus pallens</i>	0,43	1,17	17,14	4,29	2,73

Espécie	CA (%)	CR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)
<i>Richardia brasiliensis</i>	0,36	0,97	14,29	3,57	2,27
<i>Andropogon leucostachyus</i>	0,57	1,56	8,57	2,14	1,85
<i>Blechnum austrobrasilianum</i>	0,15	0,40	11,43	2,86	1,63
<i>Melinis minutiflora</i>	0,50	1,36	5,71	1,43	1,39
<i>Coccocypselum lanceolatum</i>	0,08	0,21	8,57	2,14	1,18
<i>Anemia flexuosa</i>	0,43	1,17	2,86	0,71	0,94
<i>Cuphea calophylla</i>	0,14	0,39	5,71	1,43	0,91
<i>Commelina diffusa</i>	0,07	0,19	2,86	0,71	0,45
<i>Drymaria cordata</i>	0,07	0,19	2,86	0,71	0,45
<i>Pseudechinolaena polystachya</i>	0,07	0,19	2,86	0,71	0,45
<i>Polypodium lepidopteris</i>	0,07	0,19	2,86	0,71	0,45
<i>Chaptalia nutans</i>	0,01	0,01	2,86	0,71	0,36
Total	36,75	100,00	400,00	100,00	100,00

A capoeira 5a. apresentou maior frequência de indivíduos com alturas até 40 cm (72,1%), seguindo-se aqueles com até 80 cm (24,7%), além de alguns que ultrapassavam 100 cm (2,2%) (Figura 2.3). Na capoeira 20a., também predominaram indivíduos com até 40 cm de altura (48,6%), seguidos de 35,7% que apresentaram entre 50 e 100 cm e 11,4% com mais de 100 cm. Entre as espécies de porte mais alto, sobressaem *Paspalum urvillei*, *Calamagrostis viridiflavescens*, *Andropogon bicornis*, *Schizachyrium microstachyum*, *Blechnum brasiliense*, *Pteridium aquilinum* e *Rumohra adiantiformis*.

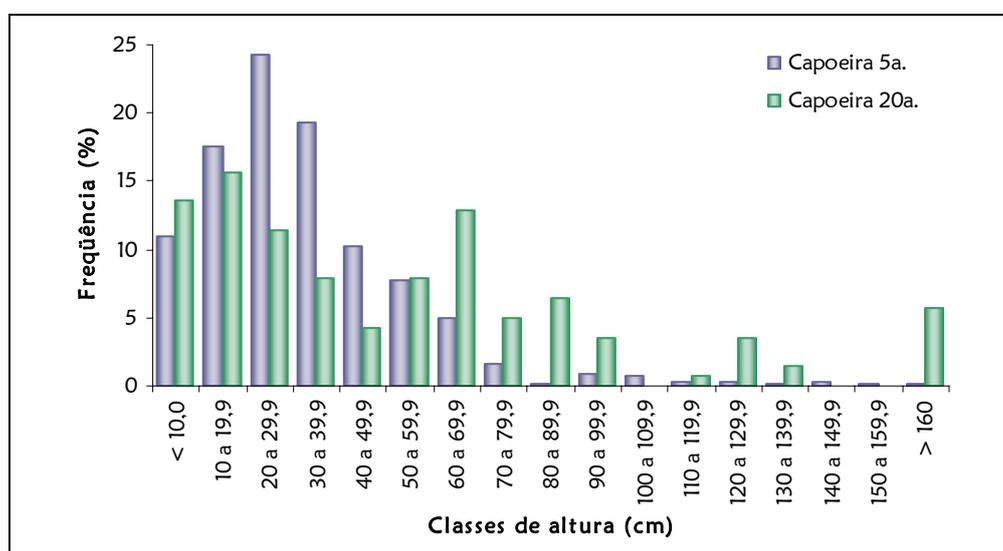


Figura 2.3 - Distribuição vertical do componente herbáceo-subarbuscivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil, após cinco (5a.) e 20 anos (20a.) do início da regeneração natural.

Em termos de diversidade, o índice H' foi 15% superior na capoeira 5a. (2,305 nats/ind.) em relação à capoeira 20a. (1,961 nats/ind.), sendo essa diferença significativa ($p \leq 0,05$), refletindo o maior número de espécies na capoeira 5a. O componente herbáceo-

subarbustivo de ambas as capoeiras apresentaram baixa regularidade na distribuição dos valores quantitativos das espécies, com equabilidade e concentração iguais a 0,609 e 0,185, respectivamente, para a capoeira 5a., e iguais a 0,634 e 0,189, respectivamente, para a capoeira 20a., observando-se que poucas espécies perfizeram mais de 80% da cobertura relativa (Tabela 2.2).

No que diz respeito aos valores médios por parcela, o componente herbáceo-subarbustivo foi significativamente diferente entre as capoeiras quanto à estrutura fitossociológica e diversidade, verificando-se maior riqueza (S) e cobertura viva por parcela na capoeira 5a. ($S = 6,0 \pm 2,1$ e $CR = 72,44 \pm 23,88\%$, $p \leq 0,001$) em relação à capoeira 20a. ($S = 4,0 \pm 1,2$ e $CR = 31,08 \pm 19,41\%$). A capoeira 20a. teve maior equabilidade e altura dos indivíduos nas parcelas ($E = 0,690 \pm 0,226$ e $h = 52,65 \pm 19,20$ cm, $p \leq 0,001$) em relação à capoeira 5a. ($E = 0,507 \pm 0,233$ e $h = 36,79 \pm 10,97$ cm). Apenas a diversidade H' em cada parcela não diferiu significativamente (capoeira 5a.: $0,920 \pm 0,494$ nats/ind.; capoeira 20a.: $0,942 \pm 0,414$ nats/ind.).

Distribuição das espécies e relações com variáveis ambientais – O solo nas áreas de estudo apresentou textura arenosa, baixa fertilidade e forte acidez, com valores reduzidos de matéria orgânica, de saturação por bases e teores médios a altos de Al (Tomé-Jr. 1997), sendo que as capoeiras diferiram significativamente quanto às condições edáficas (Tabela 2.3). Observou-se na capoeira 20a., um teor muito alto de Al, que chega a ocupar 77% da capacidade de troca de cátions (CTC), enquanto que a capoeira 5a. apresentou um solo com fertilidade mais alta em comparação com a 20a., tendo maiores teores de P, K, Ca e maior saturação por bases (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 - Variáveis ambientais registradas em áreas de vegetação secundária de Floresta Atlântica sul do Brasil, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Diferenças significativas nas médias das parcelas entre as duas capoeiras são indicadas por * ($p < 0,01$) e ns (não significativo).

Variável	Capoeira 5a. (n=100)	Capoeira 20a. (n=35)
	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão
Nº. de indivíduos arbustivos e arbóreos	2,57 ± 3,02	11,11 ± 3,08*
Cobertura de matéria seca (%)	25,27 ± 23,32	66,31 ± 20,46*
Cobertura de solo exposto (%)	2,45 ± 9,13	2,61 ± 9,20 ns
Distância mínima das bordas florestais (m)	24,49 ± 18,29	7,14 ± 6,56*
Solo:		
Argila (%)	7,28 ± 0,45	7,80 ± 0,99*
pH	4,53 ± 0,76	4,39 ± 0,10*
P (mg/dm ³)	2,59 ± 0,42	2,00 ± 0,10*
K (mg/dm ³)	54,45 ± 13,89	34,17 ± 7,31*
M.O. (%)	1,60 ± 0,18	2,07 ± 0,27*

Variável	Capoeira 5a. (n=100)	Capoeira 20a. (n=35)
	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão
Al _{troc.} (cmol/dm ³)	0,89 ± 0,40	1,99 ± 0,36*
Ca _{troc.} (cmol/dm ³)	0,70 ± 0,52	0,22 ± 0,08*
Mg _{troc.} (cmol/dm ³)	0,34 ± 0,08	0,29 ± 0,10*
CTC (cmol/dm ³)	6,60 ± 0,87	12,13 ± 2,86*
Saturação por bases (%)	18,32 ± 9,67	5,57 ± 2,43*
Saturação por Al (%)	44,16 ± 19,76	76,62 ± 7,71*

A correlação entre os padrões de variação das espécies e das variáveis ambientais nos eixos 1 e 2 da CCA foi alta, 0,912 e 0,670, respectivamente, e significativa ($p < 0,05$) (Figura 2.4), indicando a influência das condições edáficas, sombreamento e distância da floresta climática na distribuição das espécies. As variáveis ambientais tiveram correlação acima de 0,4 com pelo menos um dos dois primeiros eixos da CCA, cujos autovalores foram 0,559 (eixo 1) e 0,184 (eixo 2), explicando 10,6% e 3,4%, respectivamente, da variação total das espécies.

As parcelas da capoeira 20a., com maior número de arbustos e árvores, 30% a mais de matéria orgânica e o dobro do teor de Al (Tabela 2.3), posicionaram-se à direita no diagrama de ordenação, separando-se das parcelas da capoeira 5a. (Figura 2.4) e refletindo as condições de sombreamento e de fertilidade dos solos encontradas em cada área. *Ichnantus pallens*, *Homolepis glutinosa*, *Andropogon bicornis*, *Blechnum brasiliense*, *Rumohra adiantiformis*, *Paspalum corcovadense* e *Richardia brasiliensis*, entre outras, posicionaram-se à direita no diagrama de ordenação (Figura 2.4) e mostraram-se relacionadas aos locais onde a matéria orgânica, o Al e o sombreamento são maiores.

As parcelas da capoeira 5a., mais distantes em média das bordas florestais, apresentaram em média o dobro de K e 17% a mais de Mg (Tabela 2.3 e Figura 2.4). *Ischaemum minus*, *Kyllinga brevifolia*, *Drymaria cordata*, *Desmodium incanum*, *D. adscendens*, *Centella asiatica*, *Erechtites valerianifolius* e *Solidago chilensis* mostraram-se relacionadas com as parcelas em que essas variáveis tiveram valores mais elevados. Além disso, a distância mínima das bordas florestais, o teor de matéria orgânica e de Mg distinguiram ao longo do eixo 2, especialmente, as parcelas da capoeira 5a. situadas na borda florestal, visualizadas no centro da parte superior do diagrama (Figura 2.4) e caracterizadas pela ocorrência *Panicum millegrana* e *Axonopus parodii*.

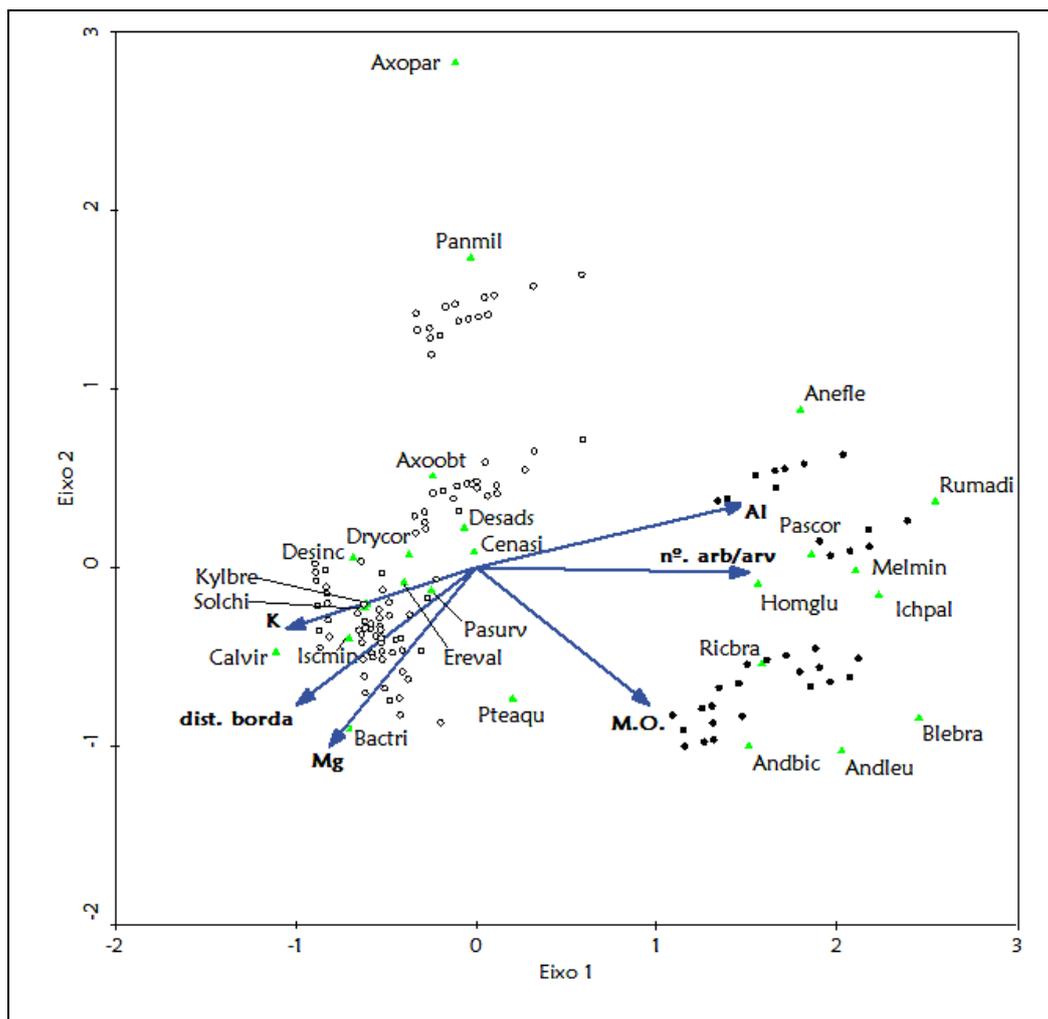


Figura 2.4 - Análise de Correspondência Canônica (CCA) da abundância das espécies herbáceo-subarbutivas em vegetação secundária com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural em Floresta Atlântica no sul do Brasil. Parcelas da capoeira 5a. (n=100) correspondem aos círculos sem preenchimento e da capoeira 20a. (n=35), círculos preenchidos em preto. As setas azuis indicam a grandeza e o sentido do aumento das variáveis de solo (Al = alumínio, K = potássio, Mg = magnésio, M.O. = matéria orgânica), distância de bordas florestais (dist. borda) e número de arbustos e árvores (nº. arb/arv). Acrônimos das espécies (triângulos verdes) correspondem às três primeiras letras do gênero e do epíteto específico, conforme a Tabela 2.1.

2.6 Discussão

Durante a sucessão secundária florestal, a vegetação e os fatores abióticos se influenciam reciprocamente, ou seja, as espécies se estabelecem conforme suas adaptações para as condições ambientais em certo momento e acabam gradativamente modificando-as, o que pode propiciar a entrada de novas espécies, alterando a composição e estrutura da vegetação (Connel & Slatyer 1977; McCook 1994). As diferenças observadas no componente herbáceo-subarbutivo mostraram-se em parte relacionadas ao tempo de abandono das capoeiras e, conseqüentemente, ao avanço da regeneração florestal, ao tipo de uso pretérito e condições edáficas e à vegetação adjacente, que atua como fonte de propágulos. Houve também influências em alguns resultados obtidos em função do esforço amostral.

A grande diferença observada na riqueza de ervas e subarbustos entre as duas capoeiras refletiu o esforço amostral distinto empregado nos levantamentos, pois ao considerar um mesmo nível de abundância das espécies, a riqueza foi semelhante. Em relação à composição florística, Asteraceae, Poaceae e Cyperaceae foram as famílias mais ricas, cujas espécies são comuns na vegetação em fases iniciais de regeneração florestal (Bernal & Gómez-Pompa 1976; Torezan 1995; Dalpiaz 1999; Vinciprova 1999) e em áreas abertas na região litorânea do sul do Brasil (Bueno & Martins-Mazzitelli 1996; Boldrini 1997; Garcia 2005). *Ischaemum minus* e *Axonopus parodii* são gramíneas típicas de formações campestres litorâneas (Valls 1973; Boldrini 1997; Caetano 2003; Garcia 2005), podendo ter sido favorecidas pelo uso da área como pastagem por 16 anos. *Conyza bonariensis*, *Erechtites spp.*, *Solidago chilensis*, *Andropogon bicornis*, *Paspalum urvillei*, *Pteridium aquilinum*, *Melinis minutiflora*, entre outras, se caracterizam por serem ruderais e colonizadoras de terrenos cuja vegetação original foi removida ou alterada (Klein 1980; Carneiro & Irgang 1998/1999; Schneider & Irgang 2005).

Apesar de essas famílias serem as mais ricas em ambas as áreas, houve baixa similaridade florística no componente herbáceo-subarbusivo entre as capoeiras, possivelmente devido à grande diferença no número de espécies. Porém, a baixa similaridade pode ainda ser um sinal do avanço na sucessão secundária, refletindo os diferentes estádios sucessionais. Na capoeira 20a., o número de espécies mais tolerantes ao sombreamento foi maior, como *Chaptalia nutans*, *Corimborchis flava*, *Coccocypselum lanceolatum*, *Ichnantus pallens*, *Homolepis glutinosa*, *Oplismenus hirtellus* e *Pseudechinolaena polystachya*, as quais também ocorrem no componente herbáceo de florestas em estádios mais avançados de regeneração (Citadini-Zanette 1984; Müller & Waechter 2001; Záchia 2006; Jurinitz & Baptista 2007).

Estudos em áreas de Floresta Atlântica climática apresentam maior riqueza de espécies herbáceas e subarbusivas no estrato herbáceo pertencentes às famílias Orchidaceae, Bromeliaceae, Piperaceae, Poaceae e aquelas de pteridófitas (Citadini-Zanette 1984; Kosera & Rodrigues 2005; Negrelle 2006). Müller & Waechter (2001) e Záchia (2006) também registraram maior número de espécies de Poaceae, Orchidaceae, Commelinaceae, Piperaceae e Rubiaceae em florestas de restinga na região da Planície Costeira no sul do Brasil, com espécies mais tolerantes à sombra e típicas de interior ou bordas florestais entre as gramíneas, tais como *Olyra humilis*, *Pharus lappulaceus*, *Oplismenus hirtellus*, *Pseudechinolaena polystachya* e *Homolepis glutinosa*. A composição do componente herbáceo-subarbusivo das capoeiras estudadas difere bastante de áreas florestais, já que ainda apresentam um aspecto aberto sem

formação de dossel e, em função disso, as condições de luminosidade são ainda muito distintas das encontradas nos estratos inferiores em florestas em estádios avançados.

O predomínio de ervas em relação aos subarbustos já foi retratado em florestas mais avançadas (Dornelles & Negrelle 1999; Müller & Waechter 2001), assim como o de hemicriptófitas em relação a outras formas de vida, registrado tanto em áreas florestais quanto campestres (Citadini-Zanette 1984; Citadini-Zanette & Baptista 1989; Müller & Waechter 2001; Caetano 2003; Záchia 2006; Inácio 2006). De acordo com Müller & Waechter (2001), isso resulta possivelmente da maior plasticidade de formas de vida das espécies herbáceas, sendo que as ervas terrícolas contribuem para o aumento da importância das hemicriptófitas em florestas subtropicais (Cain *et al.* 1956).

O maior número de espécies na capoeira 5a. possivelmente influenciou o maior índice de diversidade nessa área em relação à capoeira mais avançada, já com 20 anos de regeneração. No início desse processo, flutuações na diversidade são comuns, havendo efeitos da dominância de gramíneas (Bazzaz 1979), que podem ainda estar contribuindo para que a diversidade registrada na capoeira 20a. A maior equabilidade nessa área confirma a previsão de aumento da homogeneidade na abundância das espécies em estádios mais avançados da sucessão (Odum 1969; McCook 1994). Mesmo sem diferenças na riqueza entre as áreas, já que a mesma teve influência do esforço amostral, espera-se uma redução no número de espécies do componente herbáceo-subarbusivo com o desenvolvimento da floresta, mantendo-se o índice de diversidade acima de 2,0 nats/ind. Isso porque em remanescentes de Floresta Atlântica climácica na região, a riqueza do componente herbáceo é baixa, com menos de 20 espécies, e a diversidade atinge 2,28 nats/ind, conforme registrado por Citadini-Zanette (1984) e Citadini-Zanette & Baptista (1989).

A relação entre a distribuição das espécies e as condições edáficas e o sombreamento promovido pelo componente lenhoso indicou uma influência importante desses fatores no componente herbáceo-subarbusivo das capoeiras. Com o passar do tempo, a tendência esperada durante a sucessão é de que a quantidade de luz no nível do solo diminua, mas que a serapilheira, os nutrientes e a matéria orgânica do solo aumentem (Myser 2004).

Hooley & Cohn (2003) relatam que, em vegetação secundária inicial, a luz é o fator abiótico com maior influência nas comunidades vegetais que revestem o solo, mas que vegetação e solo estão ainda em desenvolvimento, interagindo entre si e com outros fatores externos, tais como a vegetação circundante e fontes potenciais de propágulos e de distúrbios. O sombreamento sobre os estratos inferiores, promovido pelo desenvolvimento do componente arbustivo e arbóreo, torna-se limitante para algumas espécies herbáceas e

subarbustivas (Guariguata & Ostertag 2001). Na capoeira 20a., era esperado um aumento no número de espécies flexíveis e ciófilas em comparação com a capoeira 5a. porque já ocorre um maior sombreamento promovido pelo maior número de arbustos e árvores. Ao afetar o estabelecimento e desenvolvimento de espécies heliófilas, o crescente sombreamento promove a abertura do estrato herbáceo bastante denso no início da sucessão, dominado principalmente por gramíneas, cuja abundância tende a declinar a partir dos cinco anos de regeneração natural (Budowski 1966; Myster 2003).

O aumento na estratificação vertical é outro aspecto importante relacionado à redução da intensidade luminosa. Em florestas com sub-bosque altamente sombreado, muitas ervas apresentam um padrão de crescimento em altura de modo a aumentar a captação de luz (Givnish 1982; Fraterrigo *et al.* 2006), sendo esse padrão esperado para o componente herbáceo-subarbustivo à medida que avança a sucessão secundária. Na capoeira 5a. as gramíneas heliófilas ainda dominantes contribuíram para uma alta frequência de alturas até 40 cm, notadamente devido a *Ischaemum minus* e *Axonopus parodii*, que conferiram um aspecto bastante homogêneo ao porte da vegetação. Na capoeira 20a., a maior participação de indivíduos mais altos refletiu uma maior heterogeneidade na estrutura vertical, com grande contribuição de *Homolepis glutinosa* e *Paspalum corcovadense* nas classes de altura entre 50 e 80 cm. Entretanto, as espécies heliófilas *Andropogon bicornis* e *Pteridium aquilinum* foram responsáveis pelo aumento na frequência de alturas superiores a 100 cm. Ressalta-se ainda o potencial alelopático dessa última espécie, capaz de dominar e retardar a regeneração natural após abandono de áreas cultivadas cujo solo já foi esgotado (Gliessman & Mueller 1972; Klein 1980).

As condições edáficas mais restritivas na capoeira 20a. podem ser resultantes da exposição periódica das camadas superficiais do solo devido à lavragem para preparo de cultivos praticados durante 10 anos antes do abandono da área. O desmatamento seguido da prática de lavragem do solo altera suas condições físicas, levando à perda de carbono, à mistura dos horizontes orgânico e mineral, aumenta a aeração influenciando atividades microbianas como liberação de nutrientes e mineralização (Myster 2004), além da erosão e lixiviação dos nutrientes pela chuva no solo exposto (Eden *et al.* 1991; Toniato & Oliveira-Filho 2004).

O progresso da regeneração florestal é geralmente acompanhado pela melhoria da fertilidade do solo e da capacidade de retenção de água (Aweto 1981). O incremento do teor de matéria orgânica oriunda da serapilheira melhora a fertilidade, constituindo-se num dos pontos-chave no processo de recuperação da vegetação (Henklain & Medeiros 1995; Valcarel

& D'Altério 1998). Na capoeira 20a., o maior teor de matéria orgânica teve relação positiva com a maior quantidade de matéria seca, que, por sua vez, foi maior em função da queda de folhas dos estratos arbustivo e arbóreo. Mesmo com maior matéria orgânica, a quantidade de Al na capoeira 20a. é muito alta quando se considera a proporção por ele ocupada na CTC (77%). Somente espécies mais tolerantes a este íon tóxico conseguem se estabelecer. O solo da capoeira 5a. apesar de também apresentar um teor de Al alto (44% da CTC), pode ser considerado de maior fertilidade, pois teve maior saturação por bases (Tomé-Júnior 1997). De qualquer forma, ambas as comunidades estão se desenvolvendo sobre um solo pobre e ácido e suas espécies parecem ser tolerantes a essas condições, o que é típico de plantas que iniciam a sucessão (Rugani *et al.* 1997; Vinciprova 1999).

A distância das bordas florestais, que também explicou parte da variação na distribuição das espécies, mostra-se como fator importante para a colonização das capoeiras por espécies típicas de borda e/ou interior do remanescente florestal adjacente. Dentre elas, estão *Anemia flexuosa*, *Blechnum brasiliense*, *Paspalum corcovadense*, *Ichnantus pallens*, *Homolepis glutinosa* e *Rumohra adiantiformis* que caracterizaram a comunidade herbáceo-subarbustiva da capoeira 20a. e cuja abundância teve correlação inversa com a distância das bordas florestais, ao contrário de *Ischaemum minus*, *Kyllinga brevifolia*, *Desmodium incanum*, *Baccharis trimera*, *Drymaria cordata*, entre outras, predominantes na capoeira 5a., onde a distância das bordas são, em média, maiores.

O predomínio de espécies anemocóricas e com dispersão por outros mecanismos (hidrocoria, barocoria, etc.) retratou a diversidade de estratégias das espécies herbáceo-subarbustivas na colonização em ambas as capoeiras e a reduzida dependência de animais dispersores para sua propagação. Contudo, Verheyen *et al.* (2003) afirmam que muitas espécies de ervas florestais não têm um mecanismo de dispersão eficiente para alcançar longas distâncias. Além disso, são lentas para colonizar áreas abandonadas após cultivo e, em locais adjacentes às fontes de propágulos, a colonização pode se dar por propagação clonal, aliada à dispersão de sementes e esporos, sendo, ainda assim, um processo lento (Singleton *et al.* 2001; Harrelson & Matlack 2006), o que pode explicar a menor cobertura, na capoeira 5a., das espécies associadas às bordas florestais.

Enfim, as diferenças observadas entre as capoeiras parecem estar refletindo mudanças no componente herbáceo-subarbustivo no decorrer da sucessão secundária, com peculiaridades pertinentes ao uso pretérito e aos fatores abióticos atuantes em cada área. Sendo a regeneração da vegetação florestal um processo em que as espécies interagem com o meio físico, e *vice versa*, é esperado que as condições edáficas melhorem com o

desenvolvimento dessas comunidades e, aliadas ao aumento no sombreamento, ocorram alterações na composição florística e estrutura fitossociológica das capoeiras estudadas.

2.7 Agradecimentos

Ao Programa de Pós-Graduação em Botânica/UFRGS, por oportunizar a realização deste trabalho. A Capes, pela bolsa de doutorado concedida à primeira autora. Aos colegas Adriano Scherer, pelo auxílio em campo e sugestões ao manuscrito, e Ana Maria S. Franco, na análise multivariada. Aos pesquisadores Adriana Guglieri, Rafael Trevisan, Edson Soares, Luís F. P. Lima, Hilda M. Longhi-Wagner, Lílian Eggers, José F. M. Valls e Nelson I. Matzenbacher, pelo auxílio na identificação das espécies. Ao João André Jarenkow, Sandra C. Müller e Ilsi I. Boldrini pelas sugestões ao manuscrito.

2.8 Referências Bibliográficas

- APG II (Angiosperm Phylogeny Group). 2003. An update of the angiosperm phylogeny group classification of the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society** 141: 399-436.
- AWETO, A.O. 1981. Secondary succession and soil fertility restoration in south western Nigeria. I. Succession. **Journal of Ecology** 69: 609-914.
- BAZZAZ, F.A. 1979. The physiological ecology of plant succession. **Annual Review of Ecology and Systematics** 10: 351-371.
- BECKER, F.G.; IRGANG, G.V.; HASENACK, H.; VILELLA, F.S. & VERANI, N.F. 2004. Land cover and conservation state of a region in the southern limit of the Atlantic Forest (river Maquiné basin, Rio Grande do Sul, Brazil). **Brazilian Journal of Biology** 64(3B): 569-582.
- BERNAL, M.R. & GÓMEZ-POMPA, A. 1976. Estudio de las primeras etapas sucesionales de una Selva Alta Perennifolia en Veracruz, México. pp: 112-202. In: A. GÓMEZ-POMPA, S.A. RODRIGUEZ, V. VASQUEZ-YANES & A.B. CERVERA (Ed.) **Investigaciones sobre la regeneración de Selvas Altas em Veracruz, México**. México: UNAM.
- BOLDRINI, I.I. 1997. Campos do Rio Grande do Sul: Caracterização fisionômica e problemática ocupacional. **Boletim do Instituto de Biociências da UFRGS** 56: 1-38.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E REFORMA AGRÁRIA. DEPARTAMENTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. 1992. **Normais Climatológicas (1961-1990)**. Brasília: SPI/EMBRAPA.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO EXÉRCITO. DIRETORIA DE SERVIÇO GEOGRÁFICO. 1980. **Folha SH-22-X-C-III-3** – Três Cachoeiras. Escala: 1:50.000.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1979. **Fitosociologia**: bases para el estudio de las comunidades vegetales. Madrid: H. Blume Ediciones.
- BUDOWSKI, G. 1966. Los bosques de los trópicos húmedos de América. **Turrialba** 16(1): 42-52.
- BUENO, O.L. & MARTINS-MAZZITELLI, S.M. 1996. Fitossociología e florística da vegetação herbáceo-subarbustiva da Praia de Fora, Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul. **Iheringia Série Botânica** 47: 123-137.

- CAETANO, V.L. 2003. Dinâmica sazonal e fitossociologia da vegetação herbácea de uma baixada úmida entre dunas, Palmares do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia Série Botânica** 58: 81-102.
- CAIN, S.A.; CASTRO, G.M.C.; PIRES, J.M. & SILVA, N.T. 1956. Application of some phytosociological techniques to Brazilian rain forest. **American Journal of Botany** 43: 911-941.
- CARNEIRO, A.M. & IRGANG, B.E. 1998/1999. Colonização vegetal em aterro sanitário na região peri-urbana de Porto Alegre, RS, Brasil. **Revista da Faculdade de Zootecnia, Veterinária e Agronomia** 5/6(1): 21-28.
- CITADINI-ZANETTE, V. 1984. Composição florística e fitossociológica da vegetação herbácea terrícola de uma mata de Torres, Rio Grande do Sul. **Iheringia Série Botânica** 32: 23-62.
- CITADINI-ZANETTE, V. & BAPTISTA, L.R.M. 1989. Vegetação herbácea terrícola de uma comunidade florestal em Limoeiro, município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **Boletim do Instituto de Biociências** 45: 01-87.
- COLLINS, B.S., DUNNE, K.P. & PICKETT, S.T.A. 1985. Responses of forest herbs to canopy gaps. pp.217-234. In: S.T.A. PICKETT & P.S. WHITE (Eds.) **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press.
- COLLWEL, R.K. 2006. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CONNEL, J.H. & SLATYER, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist** 111(982): 1119-1144.
- DALPIAZ, S. 1999. **Estudo fitossociológico de uma área de sucessão secundária no município de Dom Pedro de Alcântara, RS-BRA**. 112 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- DORNELES, L.P. & NEGRELLE, R.R.B. 1999. Composição florística e estrutura do compartimento herbáceo de um estágio sucessional avançado da Floresta Atlântica no sul do Brasil. **Biotemas** 12(2): 7-30.
- DORNELES, L.P.P. & NEGRELLE, R.B. 2000. Aspectos da regeneração natural de espécies arbóreas da Floresta Atlântica. **Iheringia, Série Botânica**, 53: 85-100.
- EDEN, M.J.; FURLEY, P.A.A.; MCGREGOR, D.F.M.; MILLIKEN, W. & RATTER, J.A. 1991. Effect of forest clearance and burning on soil properties in northern Roraima, Brazil. **Forest Ecology and Management** 38: 283-290.
- FILGUEIRAS, T.S.; NOGUEIRA, P.E.; BROCHADO, A.L. & GUALA II, G.F. 1994. Caminhamento: um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. **Cadernos de Geociências** 12: 39-43
- FRATERRIGO, J.M.; TURNER, M.G. & PEARSON, S.M. 2006. Previous land use alters plant allocation and growth in forest herbs. **Journal of Ecology** 94: 548-557.
- GANADE, G. & BROWN, V.K. 2002. Succession in old pastures of Central Amazonia: role of soil fertility and plant litter. **Ecology** 83(3): 743-754.
- GARCIA, E.N. 2005. **Subsídios à conservação de campos no norte da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil**. 110 f. Tese (Doutorado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- GIVNISH, T.J. 1982. On the adaptive significance of leaf height in forest herbs. **American Naturalist** 120: 353-381.

- GLIESSMAN, S.R. & MUELLER, C.H. 1972. The phytotoxic potential of bracken, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. **Madrono** 21: 98-108.
- GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** 148: 185-206.
- HARRELSON, S.M. & MATLACK, G.R. 2006. Influence of stand age and physical environment on the herb composition of second-growth forest, Strouds Run, Ohio, USA. **Journal of Biogeography** 33: 1139-1149.
- HENKLAIN, J.C.; MEDEIROS, G.B. 1995. Evolução e estado da arte do plantio direto na agricultura. pp. 2-7. In: **Anais do 1º Seminário sobre Cultivo Mínimo do Solo em Florestas**. Curitiba 1995. Piracicaba: IPEF.
- HOOLEY, J.L. & COHN, E.V.J. 2003. Models of field layer vegetation interactions in an experimental secondary woodland. **Ecological Modelling** 169: 89-102.
- HUTCHESON, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of Theoretical Biology** 29: 151-154.
- INÁCIO, C.M. 2006. **Florística, estrutura e diversidade da sinúsia herbácea terrícola no Parque Estadual do Turvo, Derrubadas, Rio Grande do Sul**. 63 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL - ISA; REDE DE ONGs DA MATA ATLÂNTICA - RMA & SOCIEDADE NORDESTINA DE ECOLOGIA - SNE. 2001. **Dossiê Mata Atlântica 2001: Projeto Monitoramento Participativo da Mata Atlântica**. São Paulo: Sonopress-Rimo Ind. e Com. Fonográfico Ltda.
- JOLY, C.A.; LEITÃO-FILHO, H.F. & SILVA, S.M. 1991. O patrimônio florístico/The floristic heritage. pp. 94-125. In: I.G. CAMARA (Ed.) **Mata atlântica/Atlantic Rain Forest**. São Paulo: Editora Index & Fundação SOS Mata Atlântica.
- JURINITZ, C.F. & BAPTISTA, L.R.M. 2007. Monocotiledôneas terrícolas em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa no Litoral Norte do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências** 5(1): 9-17.
- JUSTUS, J.O.; MACHADO, M.L.A. & FRANCO, M.S.M. 1986. Geomorfologia. pp. 313-404. In: **Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra**. Rio de Janeiro: IBGE. (Levantamento de Recursos Naturais, v. 33)
- KLEIN, R.M. 1980. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia** 32: 165-384.
- KOSERA, C. & RODRIGUES, R.R. 2005. Floresta Ombrófila Densa Submontana: florística e fitossociologia do estrato inferior. pp. 103-123. In: M.C.M. MARQUES & R.M. BRITZ (Orgs.) **História Natural e Conservação da Ilha do Mel**. Curitiba: Ed. UFPR.
- LEITÃO-FILHO, H.F.; RODRÍGUEZ, R.; SANTIN, D.A. & JOLY, C.A. 1998. Vegetação florestal remanescente: inventários, caracterização, manejo e recuperação nas bacias dos rios Piracicaba e Capivari. In: NÚCLEO DE ESTUDOS E PESQUISAS AMBIENTAIS. **Qualidade ambiental e desenvolvimento regional nas bacias do Rio Piracicaba e Capivari**. Campinas: NEPAM. (Cadernos, n.7).
- LEITE, F.M. & KLEIN, R.M. 1990. Vegetação. Pp: 113-188. In: IBGE. Diretoria de Geociências. **Geografia do Brasil**. v. 2. Rio de Janeiro, IBGE.

- MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University Press.
- MANLY, B.F.J. 1991. **Randomization and Monte Carlo methods in biology**. London: Chapman & Hall.
- McCOOK, L.J. 1994. Understanding ecological community succession: causal models and theories. **Vegetatio** 110: 115-147.
- MORENO, J.A. 1961. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura.
- MOTA, F.S. 1951. Estudos do clima do Estado do Rio Grande do Sul, segundo o sistema de W. Köppen. **Revista Brasileira de Geografia** 13(2): 275-284.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley.
- MÜLLER, S.C. & WAECHTER, J.L. 2001. Estrutura sinusal dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. **Revista Brasileira de Botânica** 24(4): 395-406.
- MYSTER, R.W. 2003. Vegetation dynamics of a permanent pasture plot in Puerto Rico. **Biotropica** 35(3): 422-428.
- MYSTER, R.W. 2004. Post-Agricultural Invasion, Establishment, and Growth of Neotropical Trees. **The Botanical Review** 70(4): 381-402
- NEGRELLE, R.R.B. 2006. Composição florística e estrutura vertical de um trecho de Floresta Ombrófila Densa de Planície Quaternária. **Hoenea** 33(3): 261-289.
- ODUM, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. **Science** 164: 262-270.
- PEREIRA, M.G.; MENEZES, L.F.T.; SILVEIRA-FILHO, T.B.; SILVA, A.N. 2005. Propriedades químicas de solos sob Neoregelia cruenta (R. Grah) L.B. Smith na restinga da Marambaia, RJ. **Floresta & Ambiente** 12(1): 70-73.
- PILLAR, V.D. 2004. **MULTIV – software para análise multivariada, auto-reamostragem bootstrap e testes de aleatorização**. Porto Alegre, Departamento de Ecologia, UFRGS.
- PILLAR, V.P. & ORLÓCI, L. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. **Journal of Vegetation Science** 7: 585-592.
- QUEIROZ, M.H. & RAMEAU, J.C. 1991. Etudes de phytodynamique dans la zone de la Forêt Atlantique brésilienne. pp. 359-367. In: **Colloques Phytosociologiques XX**. Bailleul, França, 1991.
- REIS, A.; ZAMBONIN, R.M. & NAKAZONO, E.M. 1999. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. (Série Cadernos da Reserva da Biosfera, 14).
- REITZ, R.M. (Ed.) 1965-. **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues.
- RUGANI, C.A.; SCHLITTLER, F.H.M. & CARVALHO, J.B. 1997. Biomassa e estoque de nutrientes nos vários compartimentos de uma floresta secundária de Terra Firme em Manaus-AM. **Naturalia** 22: 103-113.
- SALIMON, C.I. & NEGRELLE, R. R. B. 2001. Natural regeneration in a quaternary costal plain in southern Brazilian Atlantic Rain Forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 44(2): 155-163.

- SCHNEIDER, A. & IRGANG, B.E. 2005. Florística e fitossociologia de vegetação viária no município de Não-Me-Toque, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série Botânica* 60(1): 49-62.
- SCHULTZ, A.R. (Ed.) 1955-. **Flora do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: UFRGS.
- SIMINSKI, A.; MANTOVANI, M.; REIS, M.S. & FANTINI, A.C. 2004. Sucessão florestal secundária no município de São Pedro de Alcântara, litoral de Santa Catarina: estrutura e diversidade. *Ciência Florestal* 14(1): 21-33.
- SMITH, A.R.; PRYER, K.M.; SCHUETTPELZ, E.; KORALL, P.; SCHNEIDER, H. & WOLF, P.G. 2006. A classification for extant ferns. *Taxon* 55: 705-31.
- SINGLETON, R.; GARDESCU, S.; MARKS, P.L. & GEBER, M.A. 2001. Forest herb colonization of postagricultural forests in central New York State, USA. *Journal of Ecology* 89: 325-338.
- SOS MATA ATLÂNTICA & INPE. 1993. **Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- SOUZA, A.L.; SCHETTINO, S.; JESUS, R.M. & VALE, A.B. 2002. Dinâmica da composição florística de uma Floresta Ombrófila Densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S.A., Estado do Espírito Santo, Brasil. *Revista Árvore* 26(5): 549-558.
- STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C. & SCHNEIDER, P. 2002. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS, UFRGS.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* 59(2): 239-250.
- TEIXEIRA, M.B.; COURA-NETO, A.B.; PASTORE, U. & RANGEL-FILHO, A.L.R. 1986. Vegetação. pp. 541-620. In: **Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra**. Rio de Janeiro: IBGE. (Levantamento de Recursos Naturais, v. 33)
- ter BRAAK, C.J.F. & ŠMILAUER, P. 2002. **CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)**. Ithaca: Microcomputer Power.
- ter BRAAK, C.J.F. 1988. The analysis of vegetation – environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69(3): 69-77.
- TOMÉ-JÚNIOR, J.B. 1997. **Manual para interpretação de análise de solo**. Guaíba: Ed. Agropecuária.
- TONIATO, M.T.Z. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2004. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. *Forest Ecology and Management* 198: 319-339.
- TOREZAN, J.M.D. 1995. **Estudo da sucessão secundária na Floresta Ombrófila Densa Submontana, em áreas anteriormente cultivadas pelo sistema de coivara, em Iporanga-SP**. 89 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- VALCAREL, R. & D'ALTÉRIO, C.F.V. 1998. Medidas físico-biológicas de recuperação de áreas degradadas: avaliação das modificações edáficas e fitossociológicas. *Floresta e Ambiente* 5(1): 68-88.

- VALLS, J.F.M. 1973. **As entidades taxonômicas da série *Axonopus* do gênero *Axonopus* Beauv. no Rio Grande do Sul.** 212 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- van der MAAREL, E. 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. **Vegetatio** 39: 97-114.
- van der PIJL, L. 1982. **Principles of Dispersal in Higher Plants.** Berlin: Springer-Verlag.
- VERHEYEN, K.; BOSSUYT, B.; HONNAY, O. & HERMY, M. 2003. Herbaceous plant community structure of ancient and recent forests in two contrasting forest types. **Basic Applied Ecology** 4: 537-546.
- VIEIRA, C.M. & PESSOA, S.V.A. 2001. Estrutura e composição florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, Rio de Janeiro. **Rodriguésia** 52(80): 17-30
- VINCIPROVA, S.A.R. 1999. **Fitossociologia de uma comunidade secundária situada em região de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS.** 111 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- von MARTIUS, C.F.; EICHLER, A.W. & URBAN, I. (Eds.) 1840-1906. **Flora Brasiliensis.** München, Wien, Leipzig.
- ZÁCHIA, R.A. 2006. **Diferenciação de componentes herbáceos e arbustivos em florestas do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Tavares, Rio Grande do Sul.** 168 f. Tese (Doutorado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

CAPÍTULO II

Dinâmica da sinúsia arbórea em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira



Cecropia glaziovii Snethl. (Foto: F. Maraschin)

3 DINÂMICA DA SINÚSIA ARBÓREA EM COMUNIDADES SECUNDÁRIAS DE FLORESTA ATLÂNTICA SUL-BRASILEIRA

3.1 Resumo

O objetivo deste estudo foi verificar as relações entre os componentes regenerante e adulto da sinúsia arbórea em comunidades secundárias de Floresta Atlântica com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de abandono. Foi feito o levantamento florístico e fitossociológico de plântulas (20 cm < altura < 100 cm), juvenis (altura ≥ 100 cm, DAP < 5 cm) e árvores adultas (DAP ≥ 5 cm). Após dois anos do levantamento inicial, as árvores adultas foram reamostradas. Foram estimados parâmetros fitossociológicos, o potencial e a taxa de regeneração natural. As espécies foram classificadas em grupos ecológicos e síndromes de dispersão. O componente regenerante teve maior diversidade do que o adulto em ambas as áreas. A similaridade florística foi superior a 50% entre plântulas e juvenis. Quase todas as espécies tiveram taxa de regeneração negativa devido à maior densidade do componente regenerante. *Myrsine coriacea* apresentou maior potencial de regeneração. A classe das árvores adultas da capoeira 5a. teve 186% de recrutamento e 14% de mortalidade. Houve também incrementos significativos na cobertura, riqueza e diversidade. A capoeira 20a. não teve alterações significativas na classe das árvores adultas. Espécies zoocóricas e as pioneiras foram mais importantes estruturalmente em todas as classes de tamanho. Somente no componente regenerante foram registradas espécies tolerantes à sombra. A sinúsia arbórea da capoeira 5a. mostrou maior dinamismo em relação à capoeira 20a., possivelmente favorecida pelo tempo de regeneração, tipo de uso pretérito e pelas condições edáficas e de luminosidade.

Palavras-chave: componente regenerante, sucessão secundária, potencial de regeneração natural, Floresta Atlântica de Terras Baixas

3.2 Abstract

Tree synusia dynamics in south-brazilian Atlantic Forest secondary communities – The aim of this study was to verify relations between regenerating and adult components of tree synusia in Atlantic Forest secondary communities with five (5y.) and 20 years (20y.) of abandonment. Floristic and phytosociological surveys of seedlings (20 cm < height < 100 cm), saplings (height ≥ 100 cm, DBH < 5 cm) and adult trees (DHB ≥ 5 cm) were performed. After two years from the initial survey, adult trees were resampled. Phytosociological parameters, the potential and rate of natural regeneration were estimated. Species were classified in ecological groups and dispersal syndromes. Regenerating component had highest diversity than the adult

one in both areas. Floristic similarity between seedlings and saplings was superior to 50%. Almost all species had negative regeneration taxa due to the highest density of the regenerating component. *Myrsine coriacea* had the highest regeneration potential. Adult tree class of community 5y. had 186% of recruitment and 14% of mortality. Significant increments in basal cover, richness and diversity also occurred. Community 20y. had no significant changes in adult tree class. Zoochoric species and the pioneer ones were the most important structurally in all size classes. Shade tolerant species were registered only in regenerating component. Tree synusiae of community 5y. was more dynamic in relation to community 20y., possibly favored by the age of regeneration, type of past land use, and by edaphic and luminosity conditions.

Key words: regenerating component, secondary succession, natural regeneration potential, Lowland Atlantic Forest

3.3 Introdução

A Floresta Atlântica brasileira compreende a segunda maior área de floresta tropical úmida da América do Sul e se encontra entre as mais ameaçadas do mundo, apresentando elevada biodiversidade, muitos endemismos e altas taxas de perda de hábitat, já que sua área de distribuição coincide com as regiões mais populosas do Brasil (Myers *et al.* 2000; Oliveira-Filho & Fontes 2000). Essa floresta está atualmente reduzida a menos de 8% da sua área de cobertura original (ISA *et al.* 2001), resultado da exploração e desmatamento iniciados nos primeiros anos de colonização do País.

Em um sentido restrito, a Floresta Atlântica compreende as matas pluviais costeiras que adentram o continente mais de 150 km a partir do oceano (Klein 1961), onde a chuva é elevada em função dos ventos oceânicos e das cadeias de montanhas (Oliveira-Filho & Fontes 2000). O limite meridional de distribuição dessa formação, também chamada de Floresta Ombrófila Densa Atlântica, ocorre no Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul, já em zona subtropical (Teixeira *et al.* 1986).

Nesta região, muitas áreas de Floresta Atlântica, sobretudo as formações de terras baixas, foram substituídas por cultivos diversos e pastagens para gado de forma mais intensa, desde a metade do século 20 (Becker *et al.* 2004), surgindo terras com vegetação secundária após o abandono das áreas. Entretanto, ainda ocorrem fragmentos pequenos de florestas primárias alteradas por exploração seletiva que formam mosaicos com trechos de mata secundária em plena regeneração.

As florestas secundárias em terras baixas vêm sendo estudadas e descritas nos últimos anos, principalmente nos trópicos, mas também nas regiões subtropicais adjacentes, especialmente no que se refere à caracterização florística e fitossociológica e suas relações com fatores bióticos e abióticos locais (Guariguata & Ostertag 2001; Negrelle 1995). Estudos sobre a regeneração natural da sinúsia arbórea permitem prever possíveis mudanças na composição e estrutura do componente arbóreo que forma ou formará o dossel no decorrer da sucessão secundária. O conhecimento da estrutura, composição e diversidade específica da classe de indivíduos jovens de espécies arbóreas é importante porque revela aspectos da dinâmica da vegetação secundária e seu nível de alteração (Guariguata *et al.* 1997). Além disso, levantamentos periódicos em parcelas permanentes permitem acompanhar as mudanças no componente arbóreo durante a sucessão secundária (Foster & Tilman 2000).

Apesar da reconhecida importância para a compreensão do processo de regeneração natural, estudos do componente regenerante e suas relações com o estrato arbóreo ainda são pouco comuns em vegetação secundária (Alves & Metzger 2006), especialmente na Floresta Atlântica sul-brasileira (Dorneles & Negrelle 2000). O presente estudo visa contribuir para o conhecimento da sucessão secundária da Floresta Atlântica, descrevendo a composição florística, a estrutura fitossociológica e o potencial de regeneração natural das espécies arbóreas em capoeiras com cinco e 20 anos de abandono. As principais questões deste trabalho foram: como é a riqueza e a estrutura fitossociológica em diferentes classes de tamanho da sinúsia arbórea em estádios iniciais da sucessão secundária? Quais espécies apresentam maior potencial de regeneração natural? Quais as mudanças na estrutura fitossociológica e riqueza das árvores ocorridas em dois anos?

3.4 Material e Métodos

Áreas de estudo – As áreas de estudo se situam no município de Dom Pedro de Alcântara, no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil, e são adjacentes a um remanescente pouco alterado de Floresta Atlântica com cerca de 12 ha (Nunes 2001) (Figura 3.1). Na região prevalecem depósitos sedimentares do Quaternário, constituindo planícies e terraços lacustres, onde também ocorrem modelados eólicos (dunas) (Justus *et al.* 1986). O relevo é predominantemente plano, com predomínio de altitudes de até 30 m, havendo pequenas elevações de arenito Botucatu (até 250 m de altitude) presentes entre a planície da Lagoa de Itapeva e a encosta da Serra Geral (Brasil 1980).

O clima é subtropical úmido com verões quentes, Cfa no sistema de Köppen (Mota 1951; Moreno 1961), com temperatura média anual de 18,9°C e médias das temperaturas

máximas e mínimas em torno de 26,4°C e 11,3°C, respectivamente, de acordo com registros da Estação Meteorológica de Torres (29°20'S 49°43'W) para o período de 1961 a 1990 (Brasil 1992). As precipitações são abundantes e bem distribuídas (Moreno 1961), com índice pluviométrico anual médio de 1.387 mm (Brasil 1992). O solo é do tipo Argissolo Vermelho Distrófico Arênico, sendo profundo, ácido, bem drenado, com textura arenosa e horizonte B mais argiloso em comparação com os demais (Streck *et al.* 2002). Análises de solo nas áreas de estudo (*vide* Capítulo I, Tabela 2.3) confirmam a textura arenosa, baixa fertilidade e forte acidez do solo, com valores reduzidos de matéria orgânica, de saturação por bases e teores médios e altos de Al.

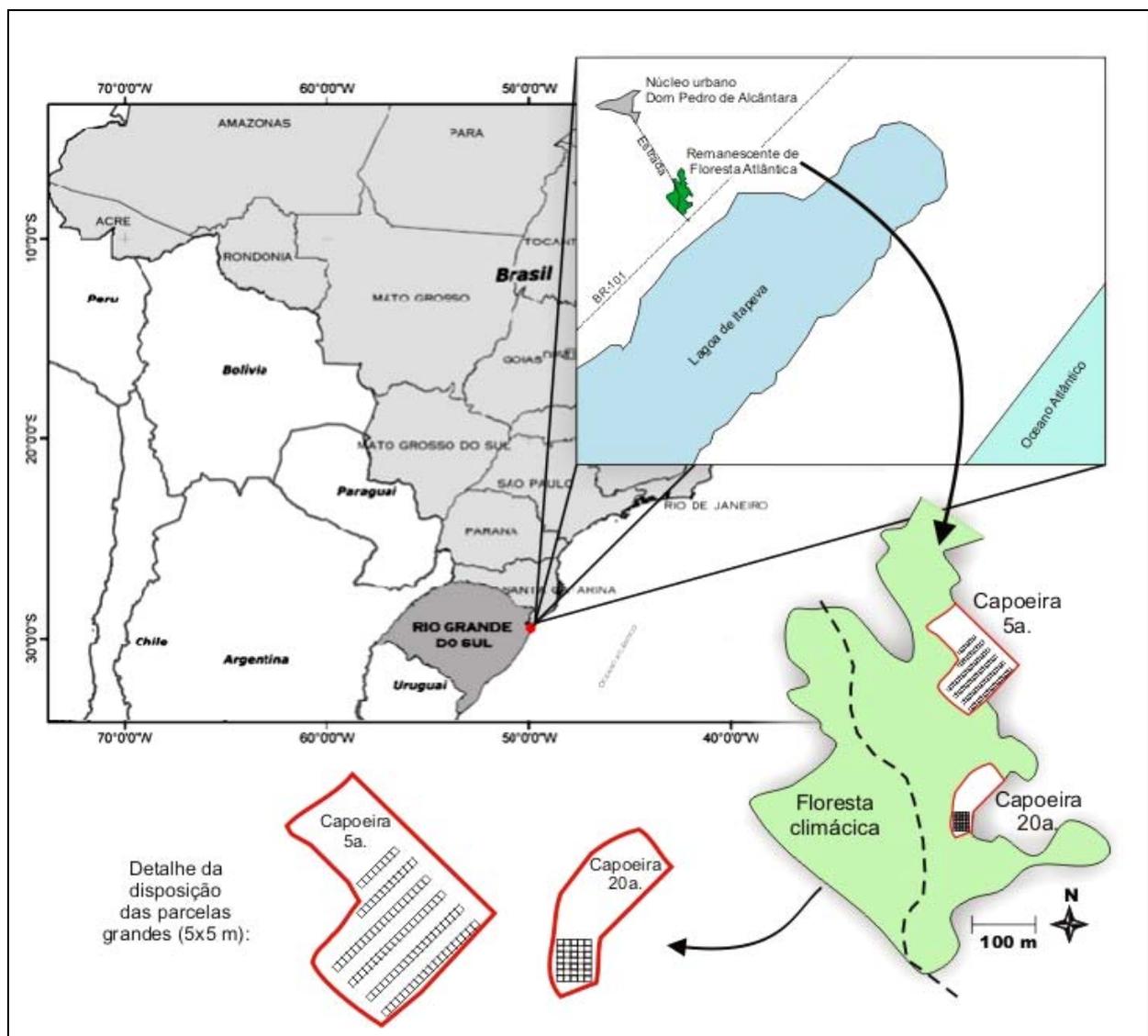


Figura 3.1 - Localização da área de estudo (29°22'59"S 49°50'18"W) no sul do Brasil. Acima à direita: esquema do remanescente de Floresta Atlântica primária em relação ao núcleo urbano de Dom Pedro de Alcântara e ao Oceano Atlântico. Abaixo à direita: desenho em escala dos limites das capoeiras (em vermelho) e seu posicionamento em relação ao remanescente florestal. Abaixo no centro: detalhe da disposição das parcelas grandes dentro das capoeiras.

A vegetação predominante na região pertence à Floresta Ombrófila Densa Atlântica, que se caracteriza pelo aspecto bem desenvolvido com vigorosas árvores de copas largas e densas, a maioria perenifólia, formando um componente arbóreo denso e fechado, tendo ainda muitas lianas e epífitas, sobretudo broméliaceas, orquídeaceas e cactáceas (Klein 1980; Teixeira *et al.* 1986; Leite & Klein 1990). A floresta primária presente no local de estudo apresenta Myrtaceae, Lauraceae, Fabaceae, Euphorbiaceae, Meliaceae e Rubiaceae como as famílias de maior riqueza, sendo *Euterpe edulis*, *Ficus cestrifolia*, *Virola bicuhyba*, *Sorocea bonplandii*, *Coussapoa microcarpa* e *Meliosma sellowii* as espécies mais importantes na estrutura fitossociológica (Nunes 2001). Atualmente, a região de Dom Pedro de Alcântara apresenta um mosaico constituído por pastagens, áreas cultivadas, capoeiras e remanescentes de Floresta Atlântica alterados por desmatamento seletivo e extração clandestina de palmito (*Euterpe edulis*) (Teixeira *et al.* 1986; Dalpiaz 1999; Jurinitz & Baptista 2007).

Foram estudadas duas capoeiras com diferentes idades, uma com cinco anos de regeneração natural (5a.) e outra com 20 anos (20a.). A área da capoeira 5a. foi desmatada em 1982, utilizada para cultivo até 1983 e, em seguida, como pastagem para gado até 1999, quando foi isolada com cercas para regeneração natural. A área da capoeira 20a. sofreu corte raso em 1972, quando se iniciou o cultivo de abacaxi e depois de mandioca, sendo abandonada após 10 anos de uso. Porém, a capoeira 20a. não foi isolada com cercas, tendo ocorrido eventual entrada de gado, uma queimada parcial e deposição de lixo e entulhos em parte de sua área. Além disso, somente em um trecho dessa área a sucessão secundária avançou com o estabelecimento de árvores e o restante apresenta alta densidade de *Pteridium aquilinum*.

Procedimento amostral – Entre dezembro de 2004 e janeiro de 2005, foi feito o levantamento florístico e fitossociológico da sinúsia arbórea na capoeira de 5a. e de 20a. Foram consideradas três classes de tamanho: plântulas ($0,20 \text{ m} \leq \text{altura} < 1 \text{ m}$), juvenis (altura $\geq 1,0 \text{ m}$ e diâmetro à altura do peito (DAP) $< 5 \text{ cm}$) e adultas (DAP $\geq 5 \text{ cm}$). O levantamento fitossociológico das juvenis e adultas foi feito em parcelas de $5,0 \times 5,0 \text{ m}$ que, na capoeira 5a., foram dispostas em cinco faixas ($5 \text{ m} \times 100 \text{ m}$) paralelas e distanciadas 15 m entre si; e na capoeira 20a., foram dispostas de forma contígua (Figura 3.1). O levantamento das plântulas foi feito em parcelas de $2,5 \text{ m} \times 2,5 \text{ m}$, alocadas no interior das parcelas maiores, sempre no mesmo vértice.

Para cada classe de tamanho, foi levantado um total de 100 parcelas na capoeira 5a. e 35 parcelas na capoeira 20a., nas quais se registrou a espécie, a altura total estimada visualmente com auxílio de uma estaca de tamanho conhecido, e o DAP, não sendo anotado

este último dado para as plântulas e juvenis com altura inferior à 1,30 m. As árvores adultas registradas nesse primeiro levantamento foram marcadas com etiquetas de alumínio, fazendo-se um segundo levantamento nas mesmas parcelas em janeiro de 2007, quando se verificou novamente a altura e o DAP dos indivíduos marcados, bem como os novos indivíduos recrutados e a possível morte daqueles marcados anteriormente.

O levantamento florístico foi feito por meio de caminhadas em toda a área das capoeiras (Filgueiras *et al.* 1994), anotando-se e/ou coletando-se as espécies presentes além das registradas na amostragem. O reconhecimento das espécies foi feito no local ou em análise posterior por comparação com exsicatas de herbário, auxílio de literatura específica e de especialistas. A classificação das famílias seguiu APG II (2003).

Análise dos dados – A composição florística foi comparada entre as classes de tamanho analisando-se a similaridade através do índice de Sorensen, calculado com o *software* EstimateS 8.0 (Collwel 2006). Com este programa, também foram analisadas curvas de acumulação de espécies baseadas em indivíduos a fim de comparar a riqueza de espécies entre as classes de tamanho e entre as áreas sem o efeito do esforço amostral. Na obtenção dessas curvas de rarefação, a ordem das parcelas foi aleatorizada 50 vezes sem reposição e a riqueza média observada (S) e o intervalo de confiança (95%) foram computados para cada número cumulativo de indivíduos. A relação entre a densidade de indivíduos e a riqueza em cada classe de tamanho foi verificada ainda por regressão linear simples com o programa PAST v. 1.62 (Hammer *et al.* 2001).

Foram estimadas a densidade e freqüência absolutas e relativas para as três classes de tamanho, bem como a cobertura absoluta e relativa e o valor de importância para as adultas (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974), além da proporção de indivíduos recrutados e mortos entre os levantamentos de 2004/2005 e 2007 da classe adulta. A diversidade (índice H' de Shannon), a equabilidade e a concentração (Magurran 1988) foram estimadas para cada classe de tamanho e diferenças significativas na diversidade H' foram avaliadas por meio do teste t (Huchenson 1970).

Para as plântulas e juvenis foi calculado o potencial de regeneração natural (RN) (Finol 1971, modificado por Volpato 1993), que equivale a um valor de importância, pois é a soma da densidade e freqüência relativas, dividindo-se essa soma por dois para perfazer 100%. O potencial de regeneração total (RNT) também foi calculado, permitindo a avaliação da regeneração total de cada espécie, pois agrupa as classes de tamanho do componente regenerante (plântulas + juvenis).

Para analisar as variações na densidade de indivíduos durante o crescimento das árvores, de forma complementar a análise do potencial de regeneração natural, foi calculada a taxa de regeneração total por espécie (TRT) (Jardim 1986/1987). A TRT permite fazer projeções sobre a abundância das espécies ao longo de seu período de crescimento a partir da análise de classes de tamanho, sendo sua fórmula apresentada a seguir:

$$TRT_i = [(A_a/A_{p+j})-1] \times 100; \text{ em que } i = \text{espécie, } A_a = \text{densidade absoluta na classe adulta, } A_{p+j} = \text{soma das densidades absolutas das classes de tamanho de plantula (p) e juvenil (j).}$$

Com o intuito de comparar a riqueza, densidade e importância fitossociológica de grupos ecológicos e síndromes de dispersão nas classes de tamanho das árvores e inferir sobre mudanças na composição da sinúsia arbórea, as espécies foram classificadas em anemocóricas, autocóricas ou zoocóricas (van der Pijl 1982), e pioneiras, climácicas exigentes de luz ou climácicas tolerantes à sombra (Oliveira-Filho 1994 adaptado de Swaine & Whitmore 1988). Essas classificações foram feitas por observações em campo e, quando necessário, com auxílio de literatura específica (Klein 1988; Lorenzi 1998, 2000; Backes & Irgang 2002, 2004).

A comparação da riqueza de espécies, diversidade, estrutura fitossociológica e dos grupos ecológicos e síndromes de dispersão da classe adulta entre os levantamentos de 2004/2005 e 2007 foi realizada por análise de variância vinculada à aleatorização (Manly 1991; Pillar & Orlóci 1996) com o *software* Multiv 2.3 (Pillar 2004). A probabilidade gerada com os próprios dados foi obtida com 10.000 iterações, com $\alpha \leq 5\%$, tendo-se como hipótese nula a ausência de diferenças significativas nas médias das variáveis entre o primeiro e o segundo levantamento.

3.5 Resultados

Composição e riqueza florística – No total, foram registradas 33 espécies arbóreas na capoeira 5a., representando 21 famílias e 29 gêneros, além de quatro espécies que não puderam ser identificadas (Tabela 3.1). O levantamento florístico não acrescentou nenhuma espécie àquelas já registradas na amostragem. Euphorbiaceae foi a família de maior riqueza, com 12% do total de espécies, seguida de Lauraceae, Melastomataceae e Meliaceae, com 9% cada uma. A similaridade na composição florística entre as classes do componente de regeneração (plântulas e juvenis) foi de 50%. Entre a classe das plântulas e/ou juvenis e a classe das adultas a similaridade foi baixa, cerca de 30 a 35% (Tabela 3.2).

Da riqueza total na capoeira 5a., 64% das espécies foram registradas entre as plântulas, 82% entre as juvenis e 21% entre as adultas (Tabela 3.3). Entretanto, analisando-se

a riqueza de espécies por meio de curvas de rarefação, não se observaram diferenças entre as classes de tamanho, pois as curvas e os intervalos de confiança se sobrepuseram (Figura 3.2). O maior número de espécies nas classes regenerantes mostrou-se associado ao número total de indivíduos amostrados, observando-se uma relação positiva entre essas variáveis nas três classes de tamanho (plântulas: $y=0,5097x+0,1022$, $r^2=0,957$, $p=0,001$; juvenil: $y=0,4404x+0,1527$; $r^2=0,694$, $p=0,001$; adulta: $y=0,733x+0,0261$, $r^2=0,9243$, $p=0,001$).

A capoeira 20a. apresentou uma riqueza total de 34 espécies, pertencentes a 21 famílias e 29 gêneros, das quais quatro espécies não puderam ser identificadas (Tabela 3.1). Apenas *Trichilia lepidota* foi registrada fora das parcelas amostrais. As famílias Euphorbiaceae (12% da riqueza total), Asteraceae, Melastomataceae, Meliaceae e Myrsinaceae (9% cada uma) tiveram maior número de representantes. A similaridade florística foi alta apenas entre a classe das plântulas e das juvenis (70%), mostrando-se intermediária entre as classes das juvenis e das adultas (54%) (Tabela 3.2).

A classe das plântulas da capoeira 20a. apresentou 91% do total de espécies, as juvenis tiveram 76% das espécies e as adultas, 32% (Tabela 3.3). De acordo com as curvas obtidas por rarefação (Figura 3.2), apenas a riqueza das plântulas mostrou-se superior à riqueza das adultas para uma amostra de 104 indivíduos, havendo uma relação positiva entre a densidade de indivíduos no número de espécies nessas classes (plântulas: $y=0,4662x+0,8834$, $r^2=0,7388$, $p=0,001$; adulta: $y=0,4688x+0,6355$, $r^2=0,669$, $p=0,001$). Para as juvenis, não foi constatada associação entre o número de indivíduos e de espécies ($y=0,0457x+3,7603$, $r^2=0,065$, $p=0,148$).

A similaridade na composição florística total entre as duas áreas foi de 57%, sendo os componentes de regeneração das capoeiras mais similares entre si (55%, Tabela 3.2). O número de espécies em cada classe de tamanho não diferiu entre as capoeiras, já que as curvas de rarefação e os intervalos de confiança se sobrepuseram (dados não mostrados).

Tabela 3.1 – Espécies da sinússia arbórea em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Legenda: pi = pioneira, cl = clímax exigente de luz, cs = clímax tolerante à sombra; ane = anemocórica, aut = autocórica, zoo = zoocórica. #Registro fora das parcelas da fitossociologia.

Família	Espécie	Capoeira	Grupo ecológico	Síndrome de dispersão
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	20a.	pi	zoo
Annonaceae	<i>Rollinia rugulosa</i> Schlttdl.	5a., 20a.	cl	zoo
	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	20a.	cl	zoo
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	5a., 20a.	cs	zoo
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	20a.	cs	zoo
Asteraceae	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	5a., 20a.	pi	ane

Família	Espécie	Capoeira	Grupo ecológico	Síndrome de dispersão
	<i>Piptocarpha oblonga</i> (Gardner) Baker	20a.	pi	ane
	<i>Piptocarpha tomentosa</i> Baker	20a.	pi	ane
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	20a.	pi	ane
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	5a.	pi	zoo
Cunnoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	5a.	cl	ane
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E. Schulz	5a., 20a.	pi	zoo
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	5a., 20a.	pi	zoo
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	5a., 20a.	cl	zoo
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	5a., 20a.	pi	zoo
	<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M. Johnst.	5a.	cl	aut
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	5a.	pi	aut
	<i>Inga striata</i> Benth.	20a.	pi	aut
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	5a.	pi	ane
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	5a., 20a.	pi	zoo
Lauraceae	<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	5a., 20a.	cl	zoo
	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	5a., 20a.	cl	zoo
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	5a.	cl	zoo
Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i> (A. St.-Hil.) Spreng.	5a., 20a.	cs	zoo
Melastomataceae	Melastomataceae sp.	5a.	?	?
	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	20a.	pi	zoo
	<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	5a.	cl	zoo
	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	5a., 20a.	cs	zoo
	<i>Tibouchina sellowiana</i> (Cham.) Cogn.	20a.	pi	ane
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	5a., 20a.	cl	zoo
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	5a., 20a.	cl	ane
	‡ <i>Trichilia lepidota</i> Mart.	20a.	cs	zoo
	<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	5a., 20a.	cs	zoo
Moraceae	<i>Brosimum glazioui</i> Taub.	5a.	cl	zoo
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott) Warb.	5a., 20a.	cs	zoo
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	5a., 20a.	pi	zoo
	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	20a.	pi	zoo
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	5a., 20a.	pi	zoo
Myrtaceae	<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	5a.	?	zoo
	<i>Psidium guajava</i> L.	5a., 20a.	pi	zoo
Ochnaceae	<i>Ouratea parviflora</i> (DC.) Baill.	20a.	cs	zoo
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	20a.	cl	zoo
Rosaceae	* <i>Eryobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	5a.	pi	zoo
Salicaceae	<i>Casearia silvestris</i> Sw.	5a.	pi	zoo
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	5a., 20a.	pi	zoo
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	5a., 20a.	pi	zoo
-	Indeterminada 1	5a.	?	?
-	Indeterminada 2	5a.	?	?
-	Indeterminada 3	5a.	?	?
-	Indeterminada 4	5a.	?	?
-	Indeterminada 5	20a.	?	?
-	Indeterminada 6	20a.	?	?
-	Indeterminada 7	20a.	?	?
-	Indeterminada 8	20a.	?	?

*Exótica.

Tabela 3.2 - Similaridade florística (Sorensen) entre as classes plântula, juvenil e adulta e entre o componente regenerante¹ e a classe adulta em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural.

		Capoeira 5a.			Capoeira 20a.			
		Plântula	Juvenil	Adulta ²	Plântula	Juvenil	Adulta ²	Regenerante ¹
Capoeira 5a.	Plântula	-	0,500	0,286	0,500	0,426	0,250	-
	Juvenil		-	0,353	0,483	0,566	0,263	-
	Regenerante ¹			0,279	-	-	0,213	0,548
	Adulta ²			-	0,211	0,303	0,444	0,227
Capoeira 20a.	Plântula				-	0,702	0,381	-
	Juvenil					-	0,541	-
	Adulta ²						-	0,458

¹Plântulas + juvenis. ²Dados do levantamento inicial da classe adulta em 2004/2005.

Tabela 3.3 - Medidas de diversidade da sinúsia arbórea em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Valores correspondem aos totais das classes de tamanho.

	Capoeira 5a.			Capoeira 20a.		
	Plântula	Juvenil	Adulta ¹	Plântula	Juvenil	Adulta ¹
Riqueza	21	27	7	31	26	11
Diversidade H' ²	2,475 ^a	2,566 ^b	1,782 ^c	2,740 ^A	2,029 ^B	1,752 ^C
Equabilidade	0,813	0,779	0,916	0,798	0,623	0,731
Concentração	0,127	0,107	0,148	0,100	0,243	0,240

¹Dados do levantamento inicial da classe adulta em 2004/2005. ²Valores de H' significativamente diferentes (p<0,05) segundo teste t entre as classes de tamanho, comparadas duas a duas dentro de cada capoeira.

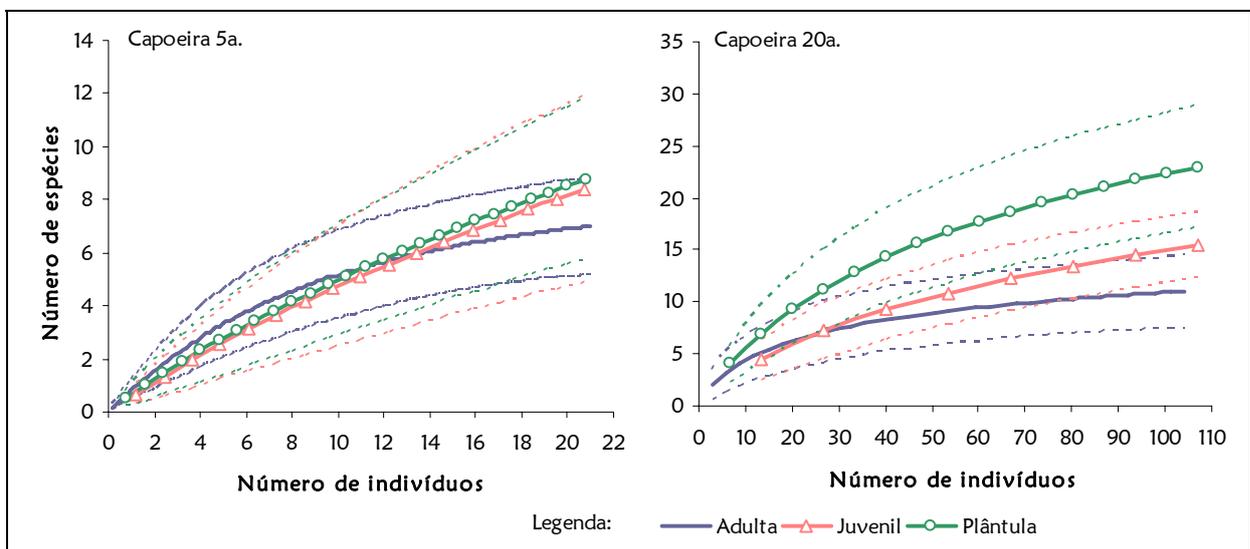


Figura 3.2 - Curvas de rarefação baseadas no número de indivíduos para três classes de tamanho da sinúsia arbórea em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Linhas sólidas correspondem à média dos valores de riqueza reamostrados 50 vezes e as pontilhadas representam os limites de confiança superior e inferior (95%).

Diversidade, potencial e taxa de regeneração natural – O índice de diversidade H' mostrou-se significativamente diferente entre as classes de tamanho, considerando quaisquer das

capoeiras, variando de aproximadamente 1,8 a 2,7 nats/ind., sendo maior no componente de regeneração (Tabela 3.3). A equabilidade foi alta na capoeira 5a., especialmente entre as adultas, havendo reduzida concentração de indivíduos em uma ou poucas espécies. Na capoeira 20a., a equabilidade foi alta para as plântulas, sendo menor entre as juvenis e adultas, que tiveram mais que o dobro da concentração da primeira classe das plântulas (Tabela 3.3).

Myrsinaceae apresentou potencial de regeneração total (RNT) mais elevado em ambas as capoeiras, somando aproximadamente 30%, devido à alta densidade de plântulas e juvenis especialmente de *Myrsine coriacea* (Tabela 3.4 e Tabela 3.5). Na capoeira 5a., também se destacaram quanto ao RNT as famílias Meliaceae (17%), Euphorbiaceae (10%), Solanaceae (8%), Lauraceae (5%) e Asteraceae (5%). Da mesma forma na capoeira 20a., Euphorbiaceae, Asteraceae, Bignoniaceae, Melastomataceae, Meliaceae, Lauraceae e Solanaceae ocuparam as primeiras posições em termos de RNT, perfazendo 10%, 9%, 8%, 7%, 7%, 6% e 6%, respectivamente.

Cedrela fissilis, *Euterpe edulis*, *Solanum pseudoquina* e *Erythroxylum argentinum* também apresentaram maior densidade entre as plântulas e *Alchornea triplinervia*, *Gochnatia polymorpha*, *Solanum pseudoquina* e *Cabralea canjerana*, dentre as juvenis, acompanhando *M. coriacea* como as espécies com potencial de regeneração total mais elevado na capoeira 5a. (Tabela 3.4). A classe adulta, por sua vez, mostrou-se bastante rala nessa área, com baixíssima densidade total (84 ind./ha) no levantamento inicial em 2004/2005, tendo *Enterolobium contortisiliquum* e *S. pseudoquina* os maiores VIs na estrutura dessa classe (Tabela 3.4).

Na capoeira 20a., além de *M. coriacea*, *E. edulis*, *Aiouea saligna* e *C. fissilis*, entre outras, tiveram alta densidade na classe das plântulas e *Piptocarpha tomentosa* e *Jacaranda puberula* na das juvenis, sendo as espécies com maior potencial de regeneração total, junto com *S. pseudoquina* (Tabela 3.5). Nessa área, a densidade total de indivíduos adultos (1.189 ind./ha) no levantamento inicial, assim como do componente de regeneração, foi muito superior que a da capoeira 5a., refletindo o aspecto mais fechado da vegetação. Ressalta-se ainda o predomínio de *M. coriacea* e *P. tomentosa* na classe adulta da capoeira 20a., somando 63% do VI.

Todas as espécies arbóreas das áreas estudadas, exceto *E. contortisiliquum* na capoeira 5a., apresentaram TRT negativa, pois tiveram maior número de indivíduos no componente de regeneração do que na classe adulta. Esse resultado indica um padrão de “J” invertido na distribuição dos indivíduos entre as classes de tamanho (Tabela 3.4 e Tabela 3.5).

Mudanças estruturais na classe adulta – Em um período de dois anos, houve um incremento de cerca de 186% na densidade total da capoeira 5a., correspondendo ao recrutamento de 156 ind./ha e à entrada de seis novas espécies na classe adulta (Tabela 3.4 e Tabela 3.6). A mortalidade foi baixa (14%), registrando-se apenas três árvores mortas (ou 12 ind./ha) no segundo levantamento. A área basal total na capoeira 5a. praticamente quadruplicou, em função do crescimento dos indivíduos sobreviventes e daqueles que foram recrutados. A estrutura vertical não apresentou mudanças muito evidentes, sendo a altura máxima acrescida em apenas 2,5 m. Em função do recrutamento, a TRT foi alta e positiva para a maioria das espécies registradas em 2007, destacando-se *M. coriacea*, *C. canjerana*, *C. fissilis*, *Trema micrantha* e outras (Tabela 3.4).

A diversidade específica (H') também teve um aumento significativo na capoeira 5a. (1,782→2,119 nats/ind.), acompanhado de uma redução na equabilidade (0,916→0,826), mas que mesmo assim manteve-se alta entre o primeiro e o segundo levantamento (Tabela 3.6). No que se refere aos valores médios por parcela, todas as variáveis analisadas na classe adulta diferiram significativamente entre o primeiro e o segundo levantamento.

Na capoeira 20a., a densidade total aumentou em apenas 17%, ou seja, houve um recrutamento de 183 ind./ha, ocorrendo uma mortalidade também muito baixa (2% ou 22 ind./ha; Tabela 3.5 e Tabela 3.6). A área basal total aumentou em 23% e a altura dos indivíduos praticamente não teve alterações. A TRT foi positiva, mas baixa para *Jacaranda puberula*, *Cecropia glaziovii* e *Tibouchina sellowiana*, tendo indicado estabilidade para a maioria das espécies (TRT igual à zero). A riqueza total, a diversidade e a equabilidade se mantiveram iguais após dois anos do levantamento inicial. Os valores médios por parcela das variáveis avaliadas não diferiram significativamente entre os dois levantamentos.

Tabela 3.4 - Índices fitossociológicos, potencial e taxa de regeneração natural de espécies arbóreas em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com cinco anos de regeneração natural. Legenda: DA = densidade absoluta (ind./ha), DR = densidade relativa (%), FR = frequência relativa (%), RN = potencial de regeneração natural (%), CR = cobertura relativa (%), VI = valor de importância (%), TRT = taxa de regeneração total (%), A = adulto, R = regenerante (plântula + juvenil), 1º = levantamento em 2004/2005, 2º = levantamento em 2007, RNT = potencial de regeneração natural (%). Na classe adulta, valores em parênteses se referem ao 2º levantamento. Espécies ordenadas pelo RNT.

Espécie	Plântula				Juvenil				Adulto					TRT		RNT
	DA	DR	FR	RN	DA	DR	FR	RN	DA	DR	FR	CR	VI	A _{1º} -R	A _{1º} -A _{2º}	
<i>Myrsine coriacea</i>	400	31,3	29,6	30,4	100	20,5	23,2	21,8	12 (76)	14,3 (31,7)	16,7 (26,1)	7,5 (15,6)	12,8 (24,5)	-97,6	533,3	26,1
<i>Alchornea triplinervia</i>	64	5,0	5,6	5,3	84	17,2	7,2	12,2	16 (24)	19,0 (10,0)	11,1 (8,7)	12,0 (13,1)	14,0 (10,6)	-89,2	50,0	8,8
<i>Solanum pseudoquina</i>	80	6,3	5,6	5,9	44	9,0	11,6	10,3	24 (40)	28,6 (16,7)	27,8 (17,4)	13,9 (12,6)	23,4 (15,6)	-80,6	66,7	8,1
<i>Cedrela fissilis</i>	144	11,3	9,3	10,3	16	3,3	4,3	3,8	0 (4)	0 (1,7)	0 (2,2)	0 (0,5)	0 (1,4)	-100,0	100,0	7,0
<i>Cabralea canjerana</i>	32	2,5	7,4	5,0	44	9,0	8,7	8,9	0 (16)	0 (6,7)	0 (6,5)	0 (2,7)	0 (5,3)	-100,0	100,0	6,9
<i>Gochnatia polymorpha</i>	16	1,3	1,9	1,6	68	13,9	4,3	9,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	5,3
<i>Euterpe edulis</i>	128	10,0	3,7	6,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	3,4
<i>Trichilia pallens</i>	80	6,3	5,6	5,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	3,0
<i>Myrsine umbellata</i>	48	3,8	5,6	4,7	4	0,8	1,4	1,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	2,9
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	16	1,3	1,9	1,6	12	2,5	4,3	3,4	0 (8)	0 (3,3)	0 (4,3)	0 (1,1)	0 (2,9)	-100,0	100,0	2,5
<i>Mimosa bimucronata</i>	0	0	0	0	20	4,1	5,8	4,9	8 (16)	9,5 (6,7)	11,1 (8,7)	21,3 (19,0)	14,0 (11,5)	-60,0	100,0	2,5
<i>Aiouea saligna</i>	48	3,8	3,7	3,7	4	0,8	1,4	1,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	2,4
Melastomataceae sp.	48	3,8	1,9	2,8	8	1,6	1,4	1,5	0	0	0	0	0	-100,0	-	2,2
<i>Trema micrantha</i>	0	0	0	0	20	4,1	2,9	3,5	0 (24)	0 (10)	0 (8,7)	0 (4,9)	0 (7,9)	-100,0	100,0	1,7
Indeterminada 2	32	2,5	3,7	3,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	1,6
<i>Aegiphila sellowiana</i>	16	1,3	1,9	1,6	4	0,8	1,4	1,1	4 (4)	4,8 (1,7)	5,6 (2,2)	2,6 (1,4)	4,3 (1,7)	-80,0	0	1,3
<i>Rollinia rugulosa</i>	16	1,3	1,9	1,6	4	0,8	1,4	1,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	1,3
<i>Psidium guajava</i>	0	0	0	0	8	1,6	2,9	2,3	0 (4)	0 (1,7)	0 (2,2)	0 (0,6)	0 (1,5)	-100,0	100,0	1,1
<i>Brosimum glaziovii</i>	32	2,5	1,9	2,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	1,1
Indeterminada 1	16	1,3	1,9	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,8
Indeterminada 3	16	1,3	1,9	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,8
Indeterminada 4	16	1,3	1,9	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,8
<i>Miconia latecrenata</i>	16	1,3	1,9	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,8
<i>Magnolia ovata</i>	16	1,3	1,9	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,8
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	0	0	0	0	4	0,8	1,4	1,1	16 (16)	19,0 (6,7)	22,2 (8,7)	40,1 (25,3)	27,1 (13,5)	300,0	0	0,6
<i>Casearia silvestris</i>	0	0	0	0	4	0,8	1,4	1,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,6
<i>Cecropia glaziovii</i>	0	0	0	0	4	0,8	1,4	1,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,6
<i>Eriobotrya japonica</i>	0	0	0	0	4	0,8	1,4	1,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,6

Espécie	Plântula				Juvenil				Adulto					TRT		RNT
	DA	DR	FR	RN	DA	DR	FR	RN	DA	DR	FR	CR	VI	A _{1º} -R	A _{1º} -A _{2º}	
<i>Erythroxylum argentinum</i>	0	0	0	0	4	0,8	1,4	1,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,6
<i>Lamanonia ternata</i>	0	0	0	0	4	0,8	1,4	1,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,6
<i>Myrcia tijuensis</i>	0	0	0	0	4	0,8	1,4	1,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,6
<i>Miconia pusilliflora</i>	0	0	0	0	4	0,8	1,4	1,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,6
<i>Nectandra oppositifolia</i>	0	0	0	0	4	0,8	1,4	1,1	0 (4)	0 (1,7)	0 (2,2)	0 (0,3)	0 (1,4)	-100,0	100,0	0,6
<i>Pachystroma longifolium</i>	0	0	0	0	4	0,8	1,4	1,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,6
<i>Sapium glandulosum</i>	0	0	0	0	4	0,8	1,4	1,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,6
<i>Virola bicuhyba</i>	0	0	0	0	4	0,8	1,4	1,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,6
<i>Alchornea glandulosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4 (4)	4,8 (1,7)	5,6 (2,2)	2,6 (2,9)	4,3 (2,2)	100,0	0	0,0
	1.280	100	100	100	488	100	100	100	84 (240)	100 (100)	100 (100)	100 (100)	100 (100)	-	-	100,0

Tabela 3.5 - Índices fitossociológicos, potencial e taxa de regeneração natural de espécies arbóreas em comunidade secundária de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com 20 anos de regeneração natural. Legenda: DA = densidade absoluta (ind./ha), DR = densidade relativa (%), FR = frequência relativa (%), RN = potencial de regeneração natural (%), CR = cobertura relativa (%), VI = valor de importância (%), TRT = taxa de regeneração total (%), A = adulto, R = regenerante (plântula + juvenil), 1º = levantamento em 2004/2005, 2º = levantamento em 2007, RNT = potencial de regeneração natural (%). Na classe adulta, valores em parênteses se referem ao 2º levantamento. Espécies ordenadas pelo RNT.

Espécie	Plântula				Juvenil				Adulto					TRT		RNT
	DA	DR	FR	RN	DA	DR	FR	RN	DA	DR	FR	CR	VI	A _{1º} -R	A _{1º} -A _{2º}	
<i>Myrsine coriacea</i>	2.606	24,3	17,6	20,9	2411	45,0	17,6	31,3	503 (560)	42,3 (40,8)	37,1 (9,5)	48,0 (9,8)	42,5 (9,2)	-90,0	11,4	26,1
<i>Piptocarpha tomentosa</i>	229	2,1	2,1	2,1	834	15,6	11,1	13,3	251 (320)	21,2 (23,3)	20,0 (20,3)	20,5 (23,3)	20,5 (22,3)	-76,3	27,3	7,7
<i>Jacaranda puberula</i>	229	2,1	3,5	2,8	571	10,7	13,7	12,2	103 (126)	8,7 (9,2)	11,4 (10,8)	3,7 (4,5)	7,9 (8,2)	-87,1	22,2	7,5
<i>Solanum pseudoquina</i>	503	4,7	4,9	4,8	240	4,5	9,2	6,8	57 (57)	4,8 (4,2)	5,7 (5,4)	2,6 (2,4)	4,4 (4,0)	-92,3	0	5,8
<i>Aiouea saligna</i>	1.189	11,1	9,9	10,5	34	0,6	1,3	1,0	11 (11)	1,0 (0,8)	1,4 (1,4)	3,3 (0,5)	1,9 (0,9)	-99,1	0	5,7
<i>Cedrela fissilis</i>	823	7,7	7,7	7,7	126	2,3	4,6	3,5	0	0	0	0	0	-100,0	-	5,6
<i>Euterpe edulis</i>	1.280	11,9	7,7	9,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	4,9
<i>Alchornea glandulosa</i>	457	4,3	4,9	4,6	171	3,2	4,6	3,9	11 (11)	1,0 (0,8)	1,4 (1,4)	0,4 (0,9)	0,9 (1,0)	-98,2	0	4,2
<i>Alchornea triplinervia</i>	274	2,6	4,2	3,4	194	3,6	6,5	5,1	0	0	0	0	0	-100,0	-	4,2
<i>Xylopia brasiliensis</i>	457	4,3	4,9	4,6	69	1,3	3,3	2,3	0	0	0	0	0	-100,0	-	3,4
<i>Miconia cinerascens</i>	320	3,0	4,2	3,6	80	1,5	3,3	2,4	0	0	0	0	0	-100,0	-	3,0
<i>Miconia pusilliflora</i>	503	4,7	4,9	4,8	23	0,4	1,3	0,9	0	0	0	0	0	-100,0	-	2,8
<i>Rollinia rugulosa</i>	183	1,7	2,8	2,3	46	0,9	2,6	1,7	0	0	0	0	0	-100,0	-	2,0
<i>Cecropia glaziovii</i>	46	0,4	0,7	0,6	80	1,5	3,9	2,7	23 (34)	1,9 (2,5)	1,4 (4,1)	0,8 (3,7)	1,4 (3,4)	-81,8	50,0	1,6
<i>Myrsine umbellata</i>	320	3,0	3,5	3,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	1,6

Espécie	Plântula				Juvenil				Adulto					TRT		RNT
	DA	DR	FR	RN	DA	DR	FR	RN	DA	DR	FR	CR	VI	A ₁ -R	A ₁ -A ₂	
<i>Tibouchina sellowiana</i>	0	0	0	0	137	2,6	3,9	3,2	34 (57)	2,9 (4,2)	4,3 (6,8)	6,4 (7,0)	4,5 (6,0)	-75,0	66,7	1,6
<i>Inga striata</i>	137	1,3	0,7	1,0	91	1,7	1,3	1,5	0	0	0	0	0	-100,0	-	1,2
<i>Gochnatia polymorpha</i>	46	0,4	0,7	0,6	34	0,6	2,0	1,3	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,9
<i>Aegiphila sellowiana</i>	0	0	0	0	80	1,5	2,0	1,7	69 (69)	5,8 (5,0)	5,7 (5,4)	3,1 (3,1)	4,9 (4,5)	-14,3	0	0,9
<i>Myrsine guianensis</i>	137	1,3	2,1	1,7	0	0	0	0	114 (114)	9,6 (8,3)	10,0 (9,5)	10,9 (9,8)	10,2 (9,1)	-16,7	0	0,8
<i>Virola bicuhyba</i>	137	1,3	2,1	1,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,8
<i>Cabralea canjerana</i>	91	0,9	1,4	1,1	11	0,2	0,7	0,4	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,8
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	91	0,9	1,4	1,1	11	0,2	0,7	0,4	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,8
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	91	0,9	1,4	1,1	11	0,2	0,7	0,4	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,8
<i>Erythroxylum argentinum</i>	46	0,4	0,7	0,6	23	0,4	1,3	0,9	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,7
<i>Schinus terebinthifolius</i>	46	0,4	0,7	0,6	11	0,2	0,7	0,4	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,5
Indeterminada 5	137	1,3	0,7	1,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,5
<i>Piptocarpha oblonga</i>	0	0	0	0	23	0,4	1,3	0,9	11 (11)	1,0 (0,8)	1,4 (1,4)	0,3 (0,4)	0,9 (0,9)	-50,0	0	0,4
<i>Sapium glandulosum</i>	0	0	0	0	23	0,4	1,3	0,9	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,4
Indeterminada 8	91	0,9	0,7	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,4
<i>Trichilia pallens</i>	91	0,9	0,7	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,4
<i>Ouratea parviflora</i>	46	0,4	0,7	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,3
Indeterminada 6	46	0,4	0,7	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,3
Indeterminada 7	46	0,4	0,7	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,3
<i>Magnolia ovata</i>	46	0,4	0,7	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,3
<i>Psidium guajava</i>	0	0	0	0	11	0,2	0,7	0,4	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,2
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0	0	0	0	11	0,2	0,7	0,4	0	0	0	0	0	-100,0	-	0,2
	10.743	100	100	100	5.360	100	100	100	1.189 (1.371)	100 (100)	100 (100)	100 (100)	100 (100)	-	-	100

Tabela 3.6 - Diferenças observadas num período de dois anos na estrutura e riqueza de árvores da classe adulta em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Valores correspondem aos totais e médias por parcela de levantamentos em 2004/2005 e 2007.

	Capoeira 5a.					Capoeira 20a.				
	2004/2005	2007	2004/2005	2007	p	2004/2005	2007	2004/2005	2007	p
	Totais		Média ± Desvio Padrão			Totais		Média ± Desvio Padrão		
Densidade absoluta (ind./ha)	84	240	0,84±2,62	2,40±5,48	0,015	1.189	1.371	34±23	40±28	ns
Área basal (m ² /ha)	0,538	2,049	0,005±0,019	0,020±0,053	0,003	8,166	10,020	0,233±0,184	0,286±0,211	ns
Altura máxima (m)	7,5	10,0	0,80±2,06	1,56±2,74	0,04	12,5	12,0	7,09±3,38	7,59±3,01	ns
Altura média (m)	5,55 ± 2,03	5,58 ± 1,57	0,76±1,98	1,42±2,44	0,033	6,50±1,98	6,72±1,90	6,06±2,90	6,25±2,56	ns
Riqueza/densidade de espécies	7	13	0,18±0,50	0,46±0,93	0,007	11	11	2,03±1,18	2,14±1,17	ns
Diversidade H' (nats/ind.)	1,782 ^(a)	2,119 ^(a)	0,023±0,135	0,102±0,311	0,023	1,752 ^(b)	1,758 ^(b)	0,614±0,476	0,652±0,458	ns
Equabilidade	0,916	0,826	0,029±0,164	0,106±0,305	0,02	0,731	0,733	0,646±0,447	0,694 ±0,419	ns
Mortalidade (%)	-	14,3	-	14,3	-	-	1,9	-	1,9	-
Recrutamento (%)	-	185,7	-	185,7	-	-	17,3	-	17,3	-
Densidade de indivíduos (ind./ha) e [riqueza]:										
Pioneiras	68 [5]	184 [8]	0,68±1,89 [0,15±0,44]	1,84±4,23 [0,35±0,72]	0,015 [0,02]	1.177 [10]	1.360 [10]	33,63±23,18 [1,97±1,15]	39,51±27,90 [2,09±1,15]	ns [ns]
Climácicas exigentes de luz	16 [1]	56 [5]	0,16±1,26 [0,02±0,14]	0,56±2,05 [0,11±0,37]	ns [0,04]	11 [1]	11 [1]	0,33±1,93 [0,03±0,17]	0,33±1,93 [0,03±0,17]	ns [ns]
Anemocóricas	8 [1]	4 [2]	0,08±0,56 [0,02±0,14]	0,20±0,88 [0,05±0,22]	ns [ns]	400 [4]	514 [4]	11,43±14,13 [0,74±0,82]	14,69±17,21 [0,83±0,86]	ns [ns]
Autocóricas	16 [1]	16 [1]	0,16±0,79 [0,04±0,20]	0,16±0,79 [0,04±0,20]	ns [ns]	0	0	0	0	-
Zoocóricas	60 [5]	224 [10]	0,60±2,44 [0,12±0,43]	2,04± 5,29 [0,39±0,92]	0,012 [0,01]	789[7]	857 [7]	22,53±16,28 [1,29±0,79]	25,14±18,76 [1,31±0,76]	ns [ns]

^(a)Significativamente diferentes ($p < 0,05$) de acordo com o teste t. ^(b)Diferença não significativa (ns).

Grupos ecológicos e síndromes de dispersão – A riqueza de espécies foi maior para a síndrome de dispersão zoocórica e para o grupo das pioneiras, que tiveram maior potencial de regeneração total em ambas as capoeiras, considerando as três classes de tamanho em conjunto (Figura 3.3, Figura 3.4 e Tabela 3.1). Esse mesmo padrão se repetiu para cada classe de tamanho, exceto para as plântulas da capoeira 5a., cuja riqueza foi maior dentre as climáticas exigentes de luz. Constatou-se ainda uma maior participação em número de espécies e em RN da síndrome anemocórica em relação à autocórica que teve destaque apenas no VI da classe adulta da capoeira 5a. (Figura 3.3) em função da alta importância de *Enterolobium contortisiliquum* (Tabela 3.4).

As espécies climáticas foram registradas principalmente entre as plântulas e juvenis e somaram aproximadamente 40% e 33% de RNT na capoeira 5a. e na capoeira 20a. respectivamente, destacando-se as exigentes de luz (Figura 3.4). As espécies climáticas tolerantes à sombra foram registradas somente no componente regenerante, especialmente entre as plântulas, porém com potencial de regeneração ainda baixo (8% na capoeira 5a. e 9% na capoeira 20a.).

Comparando a classe adulta entre os levantamentos de 2004/2005 e 2007, a riqueza das espécies zoocóricas dobrou e o VI passou de aproximadamente 60% para 94%, com as médias de indivíduos e de espécies por parcela significativamente superiores em 2007 (Tabela 3.6). Registrou-se ainda uma espécie anemocórica recrutada, *Cedrela fissilis* (Figura 3.3), mas sem diferenças significativas nas médias por parcela entre os dois levantamentos para as anemocóricas, bem como para as autocóricas (Tabela 3.6). Na capoeira 5a., a riqueza e o VI das climáticas exigentes de luz aumentou devido ao recrutamento de *Alchornea triplinervia*, *Cabralea canjerana*, *C. fissilis*, *Cinnamomum glaziovii* e *Nectandra oppositifolia*, mas não houve diferença significativa na média de indivíduos por parcela (Tabela 3.6). Por outro lado, a capoeira 20a. não apresentou alterações na riqueza e VI dos grupos ecológicos e síndromes de dispersão, nem mesmo no número médio de indivíduos e espécies nas parcelas (Figura 3.3, Figura 3.4 e Tabela 3.6).

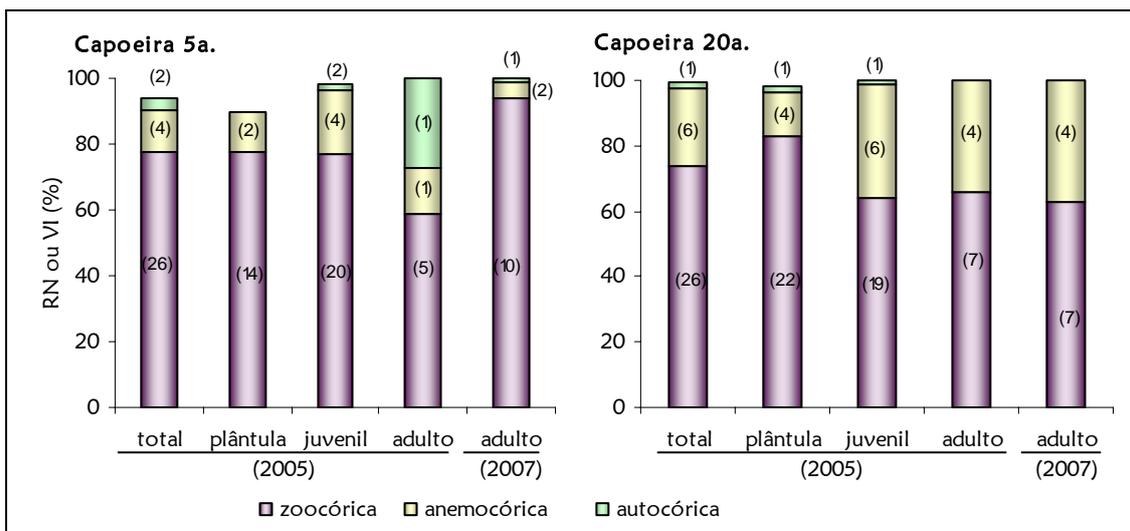


Figura 3.3 - Potencial de regeneração natural (RN) ou valor de importância (VI) para as síndromes de dispersão das espécies arbóreas em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Números em parênteses indicam a riqueza de espécies.

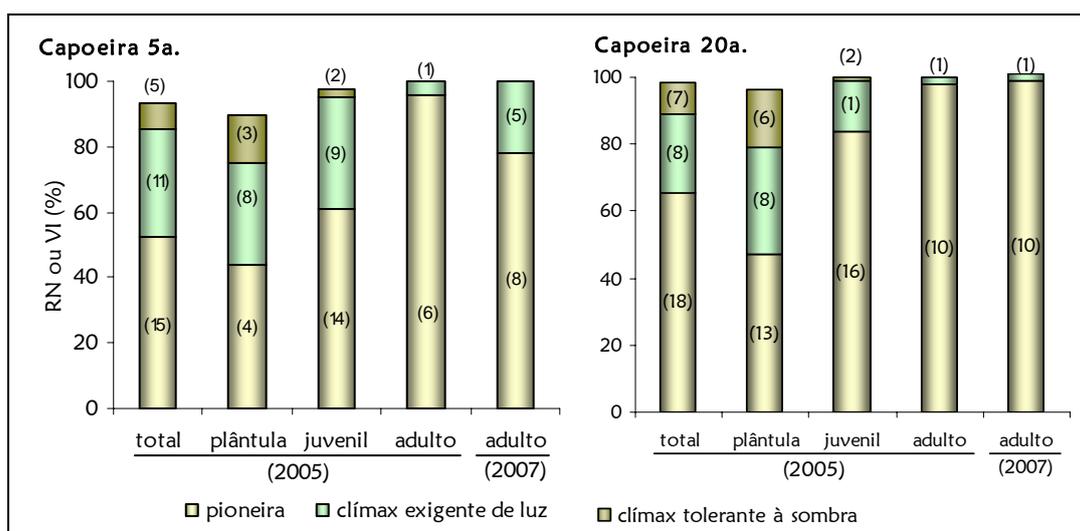


Figura 3.4 - Potencial de regeneração natural (RN) ou valor de importância (VI) para os grupos ecológicos das espécies arbóreas em comunidades secundárias de Floresta Atlântica sul-brasileira, Dom Pedro de Alcântara, RS, com cinco (5a.) e 20 anos (20a.) de regeneração natural. Números em parênteses indicam a riqueza de espécies.

3.6 Discussão

O estudo da sinúsia arbórea em estádios distintos da sucessão secundária em Floresta Atlântica sul-brasileira revelou um maior dinamismo na capoeira com cinco anos e maior estabilidade na capoeira de 20 anos. Esse resultado está de acordo com outros estudos que documentaram decréscimos em taxas de sucessão e nas mudanças na composição de espécies com o passar do tempo (Myer & Pickett 1994; Foster & Tilman 2000), refletindo mecanismos gerais de mudanças sucessionais, como a diminuição de micro-habitats disponíveis para estabelecimento (Gross 1980) e a intensificação de interações entre plantas (Bazzaz 1979), sendo a velocidade da sucessão relacionada a características de cada espécie, como taxas de

crescimento e longevidade (Foster & Tilman 2000). Nos primeiros anos da sucessão secundária florestal, a colonização por espécies arbóreas é intensa, como na capoeira 5a. Após cerca de 15 anos, esse processo torna-se mais lento, como observado na capoeira 20a., quando há maior complexidade estrutural e maior competição entre as árvores e destas com plantas de outras sinúcias (Brown & Lugo 1990).

As diferenças na estrutura fitossociológica e nas mudanças observadas em dois anos podem ser resultado de diversos fatores, paralelamente aos mecanismos gerais de desaceleração na sucessão à medida que a comunidade secundária se desenvolve. Entre esses fatores, podem-se citar o tipo de uso pretérito feito nas áreas (cultivo *versus* pasto) e seus efeitos sobre as condições edáficas, interações entre espécies, como a alelopatia, e distúrbios eventuais que continuaram ocorrendo na capoeira 20a. após seu abandono em 1982.

A estrutura e composição observadas na sinúcia arbórea corroboram a caracterização de comunidades secundárias feitas por Klein (1980) para a Floresta Atlântica do sul do Brasil, em que após o estágio arbustivo dominado por espécies de *Baccharis*, surge um componente arbóreo onde o gênero *Myrsine* é dominante. Na capoeira com cinco anos, os resultados indicam o início desta fase, observando-se uma TRT muito alta para *Myrsine coriacea*, o que não foi observado na capoeira de 20 anos, apesar do potencial de regeneração natural ser semelhante para esta espécie em ambas as áreas.

Segundo Klein (1980), em áreas com cinco a 10 anos de abandono, *M. coriacea* entra na comunidade e passa a dominar até 15 anos de regeneração natural, quando começa a ser substituída por espécies de *Miconia*, *Tibouchina* e *Cecropia*, havendo ainda grande densidade de *Hieronyma alchorneoides*, *Cabralea canjerana*, *Euterpe edulis* e lauráceas no componente regenerante. A capoeira 20a. enquadra-se nessa descrição, havendo muitos indivíduos de algumas dessas espécies principalmente entre as plântulas, com boa capacidade de regeneração quando se compara o componente regenerante com o adulto, mas com estabilidade dinâmica (recrutamento zero) quando se considera somente a classe adulta para períodos de dois anos. Na verdade, esperava-se que com cerca de 20 anos houvesse já uma menor dominância de *M. coriacea* na classe das adultas e uma maior importância fitossociológica de outras espécies. Certamente os distúrbios eventuais que ocorreram pós-abandono da área contribuíram para um atraso na sucessão, fazendo com que após 20 anos a população de *M. coriacea* possa recém estar entrando em declínio.

Os estudos de Vinciprova (1999) e Dalpiaz (1999) nesta mesma área há seis anos antes do presente levantamento dão suporte a isso, reforçando ainda a idéia do intenso dinamismo nos estádios iniciais e a desaceleração na sucessão com o passar do tempo. Naquela época, a

capoeira 20a. apresentava fisionomia bastante aberta, em que os indivíduos arbóreos estavam iniciando a colonização da área, fazendo parte do estrato herbáceo.

A alta taxa de recrutamento e a baixa de mortalidade entre as adultas da capoeira 5a. levam a uma TRT alta para as espécies, mostrando uma dinâmica acelerada típica do início da sucessão secundária quando há um aumento na complexidade estrutural à medida que o ambiente se altera (Brown & Lugo 1990). Simultaneamente, ocorre um incremento na mortalidade de árvores pequenas (DAP < 10 cm), quanto maior o tempo de regeneração natural, reduzindo a densidade de indivíduos, que é compensada pelo crescimento de árvores sobreviventes (Saldarriaga *et al.* 1988; Brown & Lugo 1990; Oliveira-Filho *et al.* 2004), sendo este o destino esperado para as capoeiras estudadas.

Na comparação entre os componentes regenerante e adulto, as taxas de regeneração negativas indicam boa capacidade de regeneração para as espécies arbóreas, mas com alta mortalidade durante as fases jovens, dado o padrão de 'J' invertido (Dorneles & Negrelle 2000). A mortalidade de plântulas e juvenis geralmente acontece pela elevada predação, condições ambientais adversas e intensa competição por nutrientes (Duncan & Duncan 2000). Contudo, as altas densidades de indivíduos jovens apontam para uma regeneração contínua (Costa 1992), em que o recrutamento acaba superando a mortalidade no período de crescimento entre as classes de tamanho (Dorneles & Negrelle 2000; Scherer *et al.* 2007), ocorrendo de forma intensa na capoeira 5a. e lenta na capoeira 20a. Isso se confirma pelo incremento significativo em dois anos na densidade, altura, área basal, riqueza, diversidade e proporção dos grupos ecológicos e síndromes de dispersão das árvores adultas da capoeira de cinco anos e a ausência de diferenças nessas características para a capoeira de 20 anos.

Os padrões de riqueza de espécies, dos grupos ecológicos e das síndromes de dispersão, bem como as relações entre as classes de tamanho, foram semelhantes entre as áreas, embora as capoeiras tenham idades distintas de regeneração natural e apresentem diferenças na estrutura fitossociológica e na velocidade das mudanças na sinúsia arbórea com o decorrer do tempo. No que se refere à composição florística, as áreas estudadas podem ser consideradas similares, já que o índice de Sorensen superou 50%, levando-se em conta o total de espécies (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Apesar da composição da classe adulta ser muito diferente entre as capoeiras, essa similaridade resulta da presença de espécies em comum no componente regenerante em ambas as áreas, pois várias espécies mais tardias na sucessão secundária surgem já nos primeiros anos de colonização, permanecendo no componente regenerante até as condições serem mais favoráveis ao seu crescimento, que em geral é mais lento (Bazzaz 1979; Uhl *et al.* 1981; Finegan 1984, 1996).

As diferenças na composição florística entre o componente regenerante e a classe adulta revelaram um potencial incremento na riqueza do componente arbóreo adulto das capoeiras com o recrutamento dos indivíduos regenerantes. A maior riqueza de espécies no componente regenerante e a maior similaridade entre plântulas e juvenis era esperada em relação às adultas, sendo padrões comuns em florestas neotropicais (Dorneles & Negrelle 2000; Guariguata & Ostertag 2001; Scherer *et al.* 2007).

As mudanças na composição de espécies ocorrem à medida que as condições ambientais vão se alterando durante a sucessão secundária, destacando-se a diminuição na disponibilidade de luz nos estratos inferiores (Saldarriaga 1994), e também conforme a capacidade das espécies e suas exigências para estabelecimento e crescimento (Finegan 1984, 1996). Árvores pioneiras se estabelecem cedo na sucessão, apresentam altas taxas de crescimento e são aptas a inibir outras espécies rapidamente (Swaine & Hall 1983; Peña-Claros 2003). Em geral, tornam-se dominantes e desaceleram temporariamente da regeneração natural (Connel & Slatyer 1977), sendo seu recrutamento reduzido após o início da formação de um dossel (Finegan 1984, 1996).

Na capoeira 20a., a dominância de *M. coriacea* e as pequenas mudanças em sua população após dois anos do primeiro levantamento sugerem uma provável diminuição na sua importância fitossociológica, possivelmente acompanhada de declínios populacionais, já que esta espécie apresenta um ciclo de vida curto se comparada a espécies climáticas exigentes de luz que também surgem nesta fase, como *Cabralea canjerana*, mas que perduram até formar o dossel da floresta madura (Klein 1980; Oliveira-Filho 1994). No entanto, *M. coriacea* juntamente com *P. tomentosa* têm um papel importante na comunidade, pois o estrato superior presente nesta fase, formado principalmente por essas espécies, propicia condições microclimáticas favoráveis para o recrutamento das climáticas tolerantes à sombra (Budowski 1960; Vinciprova 1999), que já ocorrem no componente arbóreo regenerante.

A maior riqueza de espécies arbóreas climáticas no componente regenerante em relação ao adulto indica um padrão típico e esperado para a regeneração natural nessas áreas, em que as populações de *M. coriacea*, *P. tomentosa*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Aegiphila sellowiana*, entre outras, sejam gradualmente substituídas por populações de *Alchornea triplinervia*, *C. fissilis*, *C. canjerana*, *Aiouea saligna*, entre outras, que, por sua vez, formarão a floresta secundária avançada ao lado de espécies como *Magnolia ovata*, *Euterpe edulis* e *Virola bicuhyba*, presentes apenas entre as plântulas. Segundo Swaine & Whitmore (1988), o recrutamento das espécies pioneiras dominantes se torna limitado após o fechamento da copa, enquanto que o das tolerantes à sombra continua.

O recrutamento constatado para as climácicas exigentes de luz na classe adulta em 2007 na capoeira 5a., paralelamente à redução no VI das pioneiras, corrobora o potencial de regeneração mais elevado para as climácicas e a previsão de que estas sejam as espécies a alcançar o estrato superior das capoeiras à medida que as populações das pioneiras declinam. Ressalta-se, entretanto, que pode haver ainda reduções na contribuição das climácicas exigentes de luz para o VI nos anos seguintes, pois o recrutamento de *M. coriacea* foi muito alto na capoeira 5a., esperando-se inicialmente sua fase de dominância e futuramente seu declínio. Essas substituições ocorrem através de mecanismos que atuam sobre cada indivíduo, como crescimento, mortalidade e dispersão de sementes, por exemplo, que levam à mudança temporal na composição de espécies (Myster 2004; van Breugel *et al.* 2007) e são controladas por mecanismos-chave como a competição por nutrientes do solo, estresse hídrico, predação de sementes e plântulas, etc. (Myster 2003).

O predomínio de espécies zoocóricas entre as árvores das capoeiras coincide com o observado em áreas de Floresta Atlântica em diferentes estádios da sucessão, sendo a proporção de espécies zoocóricas positivamente associada à idade da vegetação secundária (Klein 1980; Tabarelli & Mantovani 1999; Tabarelli & Peres 2002). Em estádios iniciais, a zoocoria predomina no componente lenhoso já que muitas espécies com essa síndrome de dispersão exigem luz para seu estabelecimento e crescimento (Gómez-Pompa *et al.* 1991; Oliveira-Filho *et al.* 2004). Essas espécies possuem, em geral, diásporos pequenos, tais como representantes de Melastomataceae e Myrsinaceae (Silva & Tabarelli 2000) que se destacaram entre as mais ricas e de maior potencial de regeneração nas capoeiras, junto com outras espécies pioneiras e climácicas exigentes de luz das famílias Euphorbiaceae, Meliaceae e Lauraceae, que têm diásporos de tamanho intermediário. A proximidade das capoeiras a um remanescente de Floresta Atlântica beneficia a chuva de sementes de espécies típicas do interior da mata, como *Miconia spp.*, *Trichilia spp.*, *Xylopia brasiliensis*, *Magnolia ovata*, *Aiouea saligna*, *Cinnamomum glaziovii*, que, uma vez estabelecidas, tornam-se núcleos de regeneração atraindo a fauna dispersora e, assim, outras espécies zoocóricas (Gómez-Pompa *et al.* 1991).

A maior diversidade de espécies no componente regenerante das capoeiras é influenciada pelo recrutamento de não-pioneiras que já ocorre nos primeiros estádios da sucessão (Uhl *et al.* 1981), sendo este resultado também observado em florestas secundárias de terras baixas na Costa Rica onde, segundo Guariguata *et al.* (1997), a comunidade de plântulas teve maior H' do que as árvores do dossel. Além disso, o contexto de baixa diversidade das espécies arbóreas observado nas capoeiras é comum nos primeiros estádios sucessionais

dominados por poucas pioneiras (Peña-Claros 2003), esperando-se um aumento da diversidade com o avanço da sucessão e a redução da dominância de algumas espécies (Saldarriaga *et al.* 1988).

Deve-se ressaltar ainda que a comunidade da capoeira 20a. está se desenvolvendo sob condições edáficas muito mais limitantes em comparação com a da capoeira 5a. (*vide* Capítulo I), o que pode afetar a diversidade e a sucessão secundária. Além do solo da região ser naturalmente de baixa fertilidade (Streck *et al.* 2002) e de haver uma degradação nas condições edáficas inerente ao desmatamento para qualquer finalidade (Myster 2004), os 10 anos de cultivo, em que o solo era lavrado e exposto à incidência solar e às chuvas, certamente levou à maior perda de nutrientes e à altíssima toxidez por alumínio na capoeira 20a. em comparação a capoeira 5a., usada como pasto. Outro fator limitante é a presença maciça de *Pteridium aquilinum* na maior parte da capoeira 20a., espécie reconhecida como alelopática que interfere na sucessão secundária (Gliessman & Mueller 1978). Os efeitos alelopáticos dessa espécie incluem alterações na riqueza e densidade do componente arbóreo regenerante (Queiroz 1994), o que também pode estar ocorrendo na capoeira 20a. caso seus aleloquímicos estejam solubilizados na água do solo e atinjam a área amostrada.

O curso da sucessão secundária florestal depende de vários fatores, entre eles a intensidade e duração da perturbação sofrida, as interações bióticas e abióticas, a disponibilidade de fontes de propágulos, etc. (Guariguata & Dupuy 1997; Mesquita *et al.* 2001). Florestas tropicais secundárias podem levar entre 50 e 150 anos para atingir a estrutura de florestas climácicas (Saldarriaga *et al.* 1988; Tabarelli & Mantovani 1999; Oliveira-Filho *et al.* 2004), o que também é uma tendência válida para a sucessão secundária da Floresta Atlântica no sudeste e sul do Brasil (Klein 1980; Mendonça *et al.* 1992; Torezan 1995; Pessoa *et al.* 1997). Apesar das limitações comuns à regeneração arbórea no início da sucessão secundária em áreas intensamente perturbadas (Holl 1999), a sinúsia arbórea das capoeiras estudadas parece estar superando algumas limitações, tais como a competição com ervas e arbustos e a baixa fertilidade do solo, tendo a vantagem de ser adjacente a uma floresta madura que atua como fonte de propágulos, possivelmente adquirindo com o passar do tempo maior complexidade estrutural.

3.7 Agradecimentos

Ao Programa de Pós-Graduação em Botânica/UFRGS, por oportunizar a realização deste estudo. À Capes, pela bolsa de doutorado concedida à primeira autora. Ao colega

Adriano Scherer, pelo auxílio em campo e sugestões ao manuscrito. Aos pesquisadores Jair G. Kray e Marcos Sobral pelo auxílio na identificação das espécies.

3.8 Referências Bibliográficas

- ALVES, L.F. & METZGER, J.P. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica** 6(2): 1-26.
- APG II (Angiosperm Phylogeny Group). 2003. An update of the angiosperm phylogeny group classification of the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society** 141: 399-436.
- BAZZAZ, F.A. 1979. The physiological ecology of plant succession. **Annual Review of Ecology and Systematics** 10: 351-371.
- BECKER, F.G.; IRGANG, G.V.; HASENACK, H.; VILELLA, F.S. & VERANI, N.F. 2004. Land cover and conservation state of a region in the southern limit of the Atlantic Forest (river Maquiné basin, Rio Grande do Sul, Brazil). **Brazilian Journal of Biology** 64(3B): 569-582.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E REFORMA AGRÁRIA. DEPARTAMENTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. 1992. **Normais Climatológicas (1961-1990)**. Brasília: SPI/EMBRAPA.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO EXÉRCITO. DIRETORIA DE SERVIÇO GEOGRÁFICO. 1980. **Folha SH-22-X-C-III-3** – Três Cachoeiras. Escala: 1:50.000.
- BROWN, S. & LUGO, A.E. 1990. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology** 6: 1–32.
- BUDOWSKI, G. 1960. **Generalizaciones sobre sucesion vegetal**. Turrialba: Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas.
- COLLWEL, R.K. 2006. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 8.0. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CONNEL, J.H. & SLATYER, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist** 111(982): 1119-1144.
- COSTA, L.G.S. 1992. **Estrutura e dinâmica de trecho de Mata Mesófila Semidecídua, na Estação Ecológica de Ibicatú, Piracicaba, SP**. 188 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- DALPIAZ, S. 1999. **Estudo fitossociológico de uma área de sucessão secundária no município de Dom Pedro de Alcântara, RS-BRA**. 112 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- DORNELES, L.P.P. & NEGRELLE, R.B. 2000. Aspectos da regeneração natural de espécies arbóreas da Floresta Atlântica. **Iheringia, Série Botânica**, 53: 85-100.
- DUNCAN, R.S. & DUNCAN, V.E. 2000. Forest succession and distance from forest edge in an afro-tropical grassland. **Biotropica** 32(1): 33-41.
- FILGUEIRAS, T.S.; NOGUEIRA, P.E.; BROCHADO, A.L. & GUALA II, G.F. 1994. Caminhamento: um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. **Cadernos de Geociências** 12: 39-43
- FINEGAN, B. 1984. Forest succession. **Nature** 312: 109-114.

- FINEGAN, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: The first 100 years of succession. **Trends in Ecology and Evolution** 11: 119–124.
- FINOL, U. H. 1971. Nuevos parámetros a considerarse em la analisis estrutural de las selvas virgenis tropicales. **Revista Forestal Venezoelana**, 14 (21): 29-42.
- FOSTER, B.L. & TILMAN, D. 2000. Dynamic and static views of succession: testing the descriptive power of the chronosequence approach. **Plant Ecology** 146: 1-10.
- GLIESSMAN, S.R. & MUELLER, C.H. 1978. The allelopathic mechanisms of dominance in bracken (*Pteridium aquilinum*) in Southern California. **Journal of Chemical Ecology** 4(3): 337-362.
- GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C. & HADLEY, M. 1991. **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell.
- GROSS, K.L. 1980. Colonization by *Verbascum thapsis* (Mullein) of an old-field in Michigan. **Journal of Ecology** 68: 919-927.
- GUARIGUATA, M.R. & DUPUY, J.M. 1997. Forest regeneration in abandoned logging roads in lowland Costa Rica. **Biotropica** 29: 15-28.
- GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** 148: 185-206.
- GUARIGUATA, M.R.; CHAZDON, R.L.; DENSLOW J.S.; DUPUY, J.M. & ANDERSON, L. 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. **Plant Ecology** 132: 107-120.
- HAMMER, O.; HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Eletronica** 4(1): 9 pp.
- HOLL, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica** 31: 229-242.
- HUTCHESON, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of Theoretical Biology** 29: 151-154.
- INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL - ISA; REDE DE ONGs DA MATA ATLÂNTICA - RMA & SOCIEDADE NORDESTINA DE ECOLOGIA - SNE. 2001. **Dossiê Mata Atlântica 2001: Projeto Monitoramento Participativo da Mata Atlântica**. São Paulo: Sonopress-Rimo Ind. e Com. Fonográfico Ltda.
- JARDIM, F. C. S. 1986-1987. Taxa de regeneração natural na floresta tropical úmida. **Acta Amazonica**, 16/17: 401-410.
- JURINITZ, C.F. & BAPTISTA, L.R.M. 2007. Monocotiledôneas terrícolas em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa no Litoral Norte do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências** 5(1): 9-17.
- JUSTUS, J.O.; MACHADO, M.L.A. & FRANCO, M.S.M. 1986. Geomorfologia. pp. 313-404. In: **Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra**. Rio de Janeiro: IBGE. (Levantamento de Recursos Naturais, v. 33)
- KLEIN, R.M. 1961. Aspectos fitofisionômicos da mata pluvial da costa atlântica do Sul do Brasil. **Boletim da Sociedade Argentina** 9: 123-139.
- KLEIN, R.M. 1980. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia** 32: 165-384.

- LEITE, F.M. & KLEIN, R.M. 1990. Vegetação. Pp: 113-188. In: IBGE. Diretoria de Geociências. **Geografia do Brasil**. v. 2. Rio de Janeiro, IBGE.
- MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University Press.
- MANLY, B.F.J. 1991. **Randomization and Monte Carlo methods in biology**. London: Chapman & Hall.
- MESQUITA, R.C.G.; ICKES, K.; GANADE, G. & WILLIAMSON, G.B. 2001. Alternative pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology** 89: 528-537.
- MORENO, J.A. 1961. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura.
- MOTA, F.S. 1951. Estudos do clima do Estado do Rio Grande do Sul, segundo o sistema de W. Köppen. **Revista Brasileira de Geografia** 13(2): 275-284.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 854-858.
- MYSTER, R.W. & PICKETT, S.T.A. 1994. A comparison of rate of succession over 18 yr in 10 contrasting old fields. **Ecology** 75: 387-392.
- MYSTER, R.W. 2003. Vegetation dynamics of a permanent pasture plot in Puerto Rico. **Biotropica** 35(3): 422-428.
- MYSTER, R.W. 2004. Post-Agricultural Invasion, Establishment, and Growth of Neotropical Trees. **The Botanical Review** 70(4): 381-402
- NEGRELLE, R.R.B. 1995. Composição florística, estrutura fitossociológica e dinâmica de regeneração da Floresta Atlântica na Reserva Volta Velha, mun. Itapoã, SC. 222 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- NUNES, C.C. 2001. **Estudo fitossociológico e análise foliar de um remanescente de Mata Atlântica em Dom Pedro de Alcântara, RS**. 99 f. D Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica** 32(4b): 793-910.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1994. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Cerne** 1(1): 64-72.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; VILELA, E.A.; CURI, N. & FONTES, M.A.L. 2004. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary Forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de Botânica** 27: 685-701.
- PEÑA-CLAROS, M. 2003. Changes in Forest Structure and Species Composition during Secondary Forest Succession in the Bolivian Amazon. **Biotropica** 35(4): 450-461.
- PESSOA, S.V.A.; GUEDES-BRUNI, R.R. & BRUNO, C.K. 1997. Composição, florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho secundário de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. pp. 147-168. In: H.C. LIMA & R.R. GUEDES-BRUNI (Eds.) **Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

- PILLAR, V.D. 2004. **MULTIV – software para análise multivariada, auto-reamostragem bootstrap e testes de aleatorização**. Porto Alegre, Departamento de Ecologia, UFRGS.
- PILLAR, V.P. & ORLÓCI, L. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. **Journal of Vegetation Science** 7: 585-592.
- QUEIROZ, M. H. 1994. **Approche phytoecologique et dynamique des formations vegetales secondaires developpees apres abandon des activites agricoles, dans le domaine de la foret ombrophile dense de versant (Foret Atlantique) a Santa Catarina-Brésil**. 261 f. Tese (Doutorado). École Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, Nancy.
- SALDARRIAGA, J.G. 1994. **Recuperación de la Selva de “tierra firme” en el Alto Rio Negro Amazonia Colombiana-Venezolana**. Estudios de la Amazonia Colombiana V. Tropenbos Colombia. Bogotá: Editorial Presencia.
- SALDARRIAGA, J.G.; WELL, D.C.; THARI, M.L. & UHL, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the Upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology** 76: 938-958.
- SCHERER, A.; MARASCHIN-SILVA, F. & BAPTISTA, L.R.M. 2007. Regeneração arbórea num capão de restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, 62(1-2): 89-98.
- SILVA, J.M.C. & TABARELLI, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature** 404:72–74
- STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C. & SCHNEIDER, P. 2002. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS, UFRGS.
- SWAINE, M.D. & HALL, J.B. 1983. Early succession on cleared forest land in Ghana. **Journal of Ecology** 71: 601-627.
- SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio** 75: 81-86.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia** 59(2): 239-250.
- TABARELLI, M.; PERES, C. A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, 106: 165-176.
- TEIXEIRA, M.B.; COURA-NETO, A.B.; PASTORE, U. & RANGEL-FILHO, A.L.R. 1986. Vegetação. pp. 541-620. In: **Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra**. Rio de Janeiro: IBGE. (Levantamento de Recursos Naturais, v. 33)
- TOREZAN, J.M.D. 1995. **Estudo da sucessão secundária na Floresta Ombrófila Densa Submontana, em áreas anteriormente cultivadas pelo sistema de coivara, em Iporanga-SP**. 89 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, H. & MURPHY, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the Upper Rio Negro region of the Amazon basin. **Journal of Ecology** 69: 631-649.
- van BREUGEL, M.; BONGERS, F. & MARTÍNEZ-RAMOS, M. 2007. Species dynamics during early secondary forest succession: recruitment, mortality and species turnover. **Biotropica** 35(5): 610-619.
- van der PIJL, L. 1982. **Principles of Dispersal in Higher Plants**. Berlin: Springer-Verlag.
- VIEIRA, I.C.G.; SALOMÃO, R.P.; ROSA, N.A.; NEPSTAD, D.C. & ROMA, J.C. 1996. O renascimento da floresta no rastro da agricultura. **Ciência Hoje** 20: 38-44.

- VINCIPROVA, S.A.R. 1999. **Fitossociologia de uma comunidade secundária situada em região de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS.** 111 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- VOLPATO, M. M. L. 1993. **Regeneração natural em uma floresta secundária no Domínio de Mata Atlântica: uma análise fitossociológica.** 123 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

CAPÍTULO III

Chuva de sementes mediada por aves sob poleiros artificiais em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil



Poleiros e coletores em capoeira com cinco anos (Foto: A. Scherer)

4 CHUVA DE SEMENTES MEDIADA POR AVES SOB POLEIROS ARTIFICIAIS EM VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA DE FLORESTA ATLÂNTICA NO SUL DO BRASIL

4.1 Resumo

O objetivo deste estudo foi caracterizar a chuva de sementes mediada por aves em área de vegetação secundária de Floresta Atlântica de Terras Baixas, para avaliar o efeito do uso de poleiros artificiais e a existência de variações sazonais na chuva de sementes. Mensalmente durante dois anos, foram coletadas as sementes encontradas em coletores sob poleiros artificiais ou coletores testemunhos instalados em uma área de pastagem abandonada há cinco anos. Foram determinadas a densidade, composição, riqueza e diversidade de espécies na chuva de sementes. Foi avaliada a relação entre densidade e/ou riqueza com a distância de bordas florestais, temperatura, precipitação e riqueza de espécies zoocóricas em frutificação da vegetação circundante. Foram feitas capturas de aves com redes de neblina para conhecer os potenciais dispersores. Os poleiros incrementaram significativamente a chuva de sementes (8.878 sementes/ano) em comparação aos testemunhos (133 sementes/ano), com alta densidade de *Ficus spp.*, *Trema micrantha*, *Myrsine spp.* e *Cecropia spp.* Aves dos táxons Tyrannidae, Thraupinae e Turdinae destacaram-se entre os potenciais dispersores. A chuva de sementes sob poleiros artificiais apresentou maior densidade, riqueza e diversidade na primavera, verão e outono. A chuva de sementes teve relações positivas apenas com as médias de temperatura mensal e com a distância de bordas florestais. A chuva de sementes ornitocóricas não se mostrou restritiva nos estádios iniciais da sucessão secundária na comunidade estudada. A oferta sazonal de frutos e a dispersão promovida por aves que forrageiam em bordas florestais e áreas abertas afetam a chuva de sementes nesta área.

Palavras-chave: chuva de sementes ornitocóricas, dispersão de sementes, sucessão secundária, Floresta Atlântica de Terras Baixas

4.2 Abstract

Bird mediated seed rain under artificial perches in Atlantic Forest secondary vegetation in southern Brazil – The aim of this study was to characterize the bird mediated seed rain in secondary vegetation of Lowland Atlantic Forest, evaluating the effect of artificial perches use and the existence of seasonal variations in seed rain. Every month during two years, seeds deposited in traps under artificial perches or control-traps installed in a five year abandoned pasture were collected. Seed rain density, species composition, richness and diversity were analysed. The relation of seed density and/or richness with the distance from forest edges,

monthly atmospheric temperature, rainfall and richness of fruiting zoochoric species of surrounding vegetation was evaluated. Bird captures were performed with mist nets in order to identify the potential dispersers. Bird perches significantly increased seed rain (8.878 seeds/year) when compared to control-traps (133 seeds/year), with higher density of *Ficus spp.*, *Trema micrantha*, *Myrsine spp.* and *Cecropia spp.* Birds of Tyrannidae, Thraupinae and Turdinae taxa outstaded among the potential dispersers. Seed rain under artificial perches showed higher density, richness and diversity in the spring, summer and autumn. Seed rain had positive relations only with monthly atmospheric temperatures and distance from forest edges. Ornithochoric seed rain didn't show to be a restriction in the initial stages of secondary succession in the studied community. Seasonal fruit offer and dispersal promoted by birds that forrage in forest edges and open areas affect seed rain in this area.

Key words: ornithochoric seed rain, seed dispersal, secondary succession, Lowland Atlantic Forest

4.3 Introdução

O processo de desmatamento da Floresta Atlântica iniciado desde a colonização do Brasil levou ao surgimento de muitas áreas com vegetação secundária. Frequentemente essas áreas apresentam uma regeneração lenta especialmente quando o uso anterior das terras foi intenso (Uhl *et al.* 1988). A regeneração natural nessas áreas alteradas tende a ser limitada por diversos fatores, tais como ausência ou escassez de fontes de sementes arbóreas e de dispersão de sementes, predação de sementes e plântulas, competição especialmente com gramíneas, baixa fertilidade e compactação do solo e ausência de micorrizas (Holl 1999; Cubiña & Aide 2001). Muitas vezes o banco de sementes de espécies florestais no solo encontra-se reduzido devido à germinação em grande quantidade, à predação de sementes ou a práticas empregadas no uso da terra, como queimadas, por exemplo (Saulei & Swaine 1988; Garwood 1989; Miller 1999). Em pastagens abandonadas, a chuva de sementes é a condição essencial para o início da sucessão secundária, pois a regeneração de espécies florestais através de rebrota de partes vegetativas enterradas no solo geralmente não é possível após anos de pastejo (Holl 1999).

A maior parte da chuva de sementes durante a sucessão secundária é promovida por animais, dentre os quais se destacam as aves (Charles-Dominique 1986), sendo que árvores isoladas ou fragmentos florestais à vista tornam-se atrativos para muitas aves em áreas abertas (Holl 1999). Árvores e arbustos isolados em áreas desmatadas de florestas tropicais funcionam como focos de recrutamento para sementes zoocóricas, pois atraem dispersores que

aumentam a chuva de sementes sob suas copas e auxiliam na regeneração natural, elevando a velocidade desse processo (Guevara & Laborde 1993; Holl 1998; McClanahan & Wolfe 1987; McDonnell & Stiles 1983; Nepstad *et al.* 1996; Vieira *et al.* 1994; Carriere *et al.* 2002).

A proximidade de remanescentes florestais é fundamental para a chuva de sementes zoocóricas em áreas desmatadas (Guariguata & Ostertag 2001), pois constituem fontes de sementes onde as aves podem obter frutos como recurso alimentar, posteriormente eliminando as sementes durante o voo ou pouso em áreas próximas que estão em regeneração natural. A chuva de sementes zoocóricas geralmente apresenta uma relação inversa com a distância de bordas florestais, sendo que alguns estudos indicam um rápido decréscimo no número e diversidade de sementes em distâncias entre 10 e 30 m, ou até menos, de bordas florestais (Aide & Cavelier 1994; Cubiña & Aide 2001; Gorchov *et al.* 1993; Martínez-Garza & González-Montagut 2002). Além disso, sazonalmente, a composição e a quantidade de propágulos são influenciadas por padrões fenológicos de plantas que os produzem (Rathcke & Lacey 1985; Gomes 2001) e também por padrões de atividade dos dispersores, conforme as condições climáticas ao longo do ano.

A composição e abundância das espécies presentes na chuva de sementes têm influências na futura comunidade vegetal e na composição do banco de sementes do solo (Young *et al.* 1987; Martini & Santos 2007). Sementes de espécies zoocóricas pioneiras são geralmente pequenas e têm uma participação importante na chuva de sementes no início da sucessão secundária (Gómez-Pompa *et al.* 1991; Oliveira-Filho *et al.* 2004; Martini & Santos 2007), pois são levadas por dispersores de pequeno porte, como algumas aves, até áreas que ainda apresentam uma vegetação aberta. À medida que a sucessão secundária avança, espécies arbustivas e arbóreas pioneiras e zoocóricas começam a se estabelecer e acabam atraindo dispersores ao iniciarem a produção de frutos (Levey 1988; Clark *et al.* 2004; Martini & Santos 2007).

A recuperação de áreas degradadas tem sido freqüentemente feita com a instalação de poleiros artificiais, que aumentam a estratificação vertical em áreas abertas, encorajando o pouso de aves dispersoras e, conseqüentemente, elevando a chuva de sementes. Vários estudos demonstraram o sucesso do uso de poleiros artificiais com esse objetivo (Melo 1997; Holl 1998; Dário 1999; Tabarelli & Mantovani 1999a; Armelin & Mantovani 2001; Francisco & Galetti 2002; Gama *et al.* 2002; Silva *et al.* 2002; Tabarelli & Peres 2002; entre outros). O conhecimento sobre a composição e variações sazonais da chuva de sementes mediada por aves sob essas estruturas ainda carece de estudos para a Floresta Atlântica no sul do Brasil. Para agregar conhecimentos sobre a chuva de sementes mediada por aves na regeneração

natural da Floresta Atlântica, o presente estudo teve por objetivos: (1) avaliar o incremento na chuva de sementes ornitocóricas com a instalação de poleiros artificiais no início da sucessão secundária; (2) conhecer as espécies vegetais dispersadas e as aves potenciais dispersoras; (3) verificar a existência de variações na abundância da chuva de sementes mediada por aves conforme a distância de bordas florestais; (4) determinar variações sazonais e sua relação com temperatura, precipitação e padrões de riqueza de espécies zoocóricas em frutificação de um fragmento florestal adjacente à comunidade secundária estudada.

4.4 Material e Métodos

Área de estudo – A área de estudo (29°22'59"S 49°50'18"W) se localiza no município de Dom Pedro de Alcântara, no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. Nessa região, o relevo é predominantemente plano (altitudes de até 30 m), ocorrendo planícies e terraços lacustres de depósitos sedimentares do Quaternário e algumas dunas (Justus *et al.* 1986), havendo ainda pequenas elevações de arenito Botucatu (até 250 m de altitude) (Brasil 1980). O clima é subtropical úmido com verões quentes, tipo Cfa no sistema de Köppen (Mota 1951; Moreno 1961), com temperatura média anual de 18,9°C e médias das temperaturas máximas e mínimas em torno de 26,4°C e 11,3°C, respectivamente, de acordo com registros da Estação Meteorológica de Torres (29°20'S 49°43'W) para o período de 1961 a 1990 (Brasil 1992). As precipitações são abundantes e bem distribuídas (Moreno 1961), com índice pluviométrico anual médio de 1.387 mm (Brasil 1992). O solo é do tipo Argissolo Vermelho Distrófico Arênico, profundo, bem drenado, ácido, com baixa fertilidade natural, textura arenosa e horizonte B mais argiloso em comparação com os demais (Streck *et al.* 2002). A cobertura vegetal na região apresenta pastagens, cultivos (principalmente banana – *Musa x paradisiaca*), áreas com vegetação secundária e fragmentos de Floresta Atlântica em diferentes estádios sucessionais, alterados por exploração seletiva e entrada de gado.

A área estudada possui aproximadamente 1,5 ha e faz parte de uma propriedade com comunidades secundárias e um remanescente de Floresta Ombrófila Densa Atlântica de Terras Baixas (Figura 4.1). A vegetação secundária da área de estudo apresenta cinco anos de idade, tendo sido desmatada com corte raso em 1982 para o cultivo de abacaxi, que durou apenas um ano, sendo posteriormente usada como pasto para gado até 1999. Essa comunidade secundária ainda apresenta predomínio do estrato herbáceo e subarbustivo (*vide* Capítulo I), vários arbustos de espécies de *Baccharis* (obs. pessoal) e baixíssima densidade de indivíduos arbóreos (*vide* Capítulo II). A área faz limite com pastagens de uma propriedade vizinha e com o remanescente florestal, que constitui uma mata primária já que nunca sofreu corte raso (Jurinitz & Baptista 2007), porém alterado com extração clandestina de palmito (*Euterpe*

edulis) e outros pequenos distúrbios. Essa floresta possui árvores de grande porte (15 a 20 m), a maioria perenifólia, capresentando-se densa e fechada (Nunes 2001), com muitas lianas e bromeliáceas, orquidáceas e cactáceas epífitas (obs. pessoal). Apresenta *Euterpe edulis*, *Ficus cestrifolia*, *Virola bicuhyba*, *Sorocea bonplandii*, *Coussapoa microcarpa* e *Meliosma sellowii* como as espécies estruturalmente mais importantes (Nunes 2001).

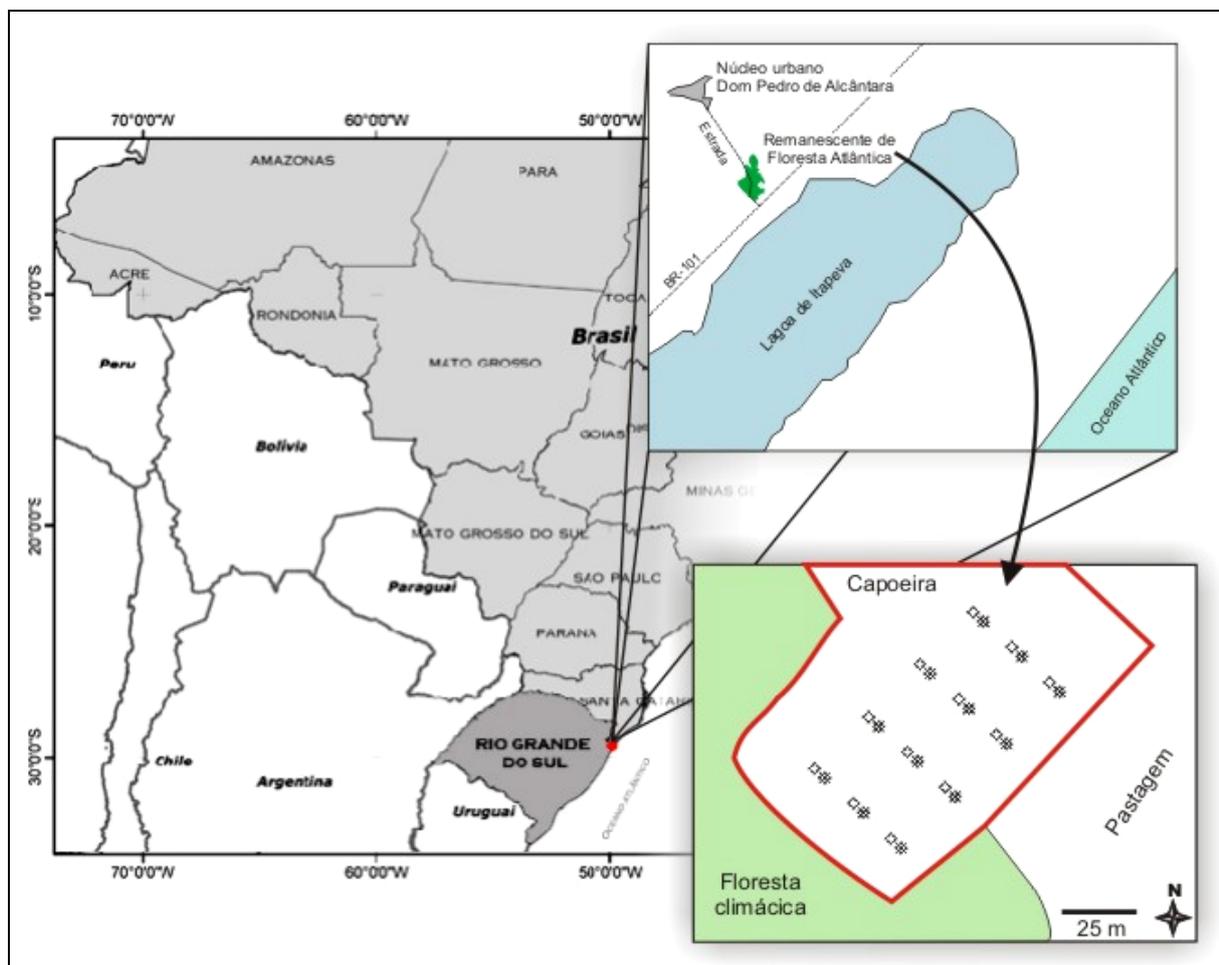


Figura 4.1 - Localização da área de estudo (29°22'59\"S 49°50'18\"W), Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil. Acima à direita: esquema do remanescente de Floresta Atlântica em relação ao núcleo urbano de Dom Pedro de Alcântara e ao Oceano Atlântico. Abaixo à direita: desenho em escala da disposição dos coletores com poleiros (⊕) e coletores testemunhos (□) na capoeira (limites em vermelho) e seu posicionamento em relação às bordas florestais.

Chuva de sementes – Na área de estudo foram instalados 12 poleiros com coletores e 12 testemunhos constituídos somente do coletor. Cada poleiro consistiu em uma tora de eucalipto de 6 m de altura, enterrada a 1 m de profundidade, com seis pontos de pouso de madeira de 0,8 m de comprimento e 1 cm de diâmetro, dispostos em cruz, situados a 3 m, 4 m e 5 m do solo. Os coletores (1 m²) apresentavam fundo com tela permeável (malha de 1 mm²) e foram posicionados a 1 m do solo (Figura 4.2), ficando embaixo dos poleiros (McDonnell & Stiles 1983; McClanahan & Wolfe 1987; Melo 1997) ou não (testemunhos). Para

evitar a remoção das sementes por formigas, cada base de apoio dos coletores e as toras de eucalipto dos poleiros foram envoltas com lâ-de-vidro e pinceladas com graxa, fazendo-se uma manutenção mensal dos mesmos juntamente com uma leve poda da vegetação sob os coletores. Os conjuntos poleiro-coletor e os testemunhos foram posicionados lado a lado com 3,0 m de distância entre si, sobre três faixas perpendiculares à maior borda de floresta (Figura 4.1).

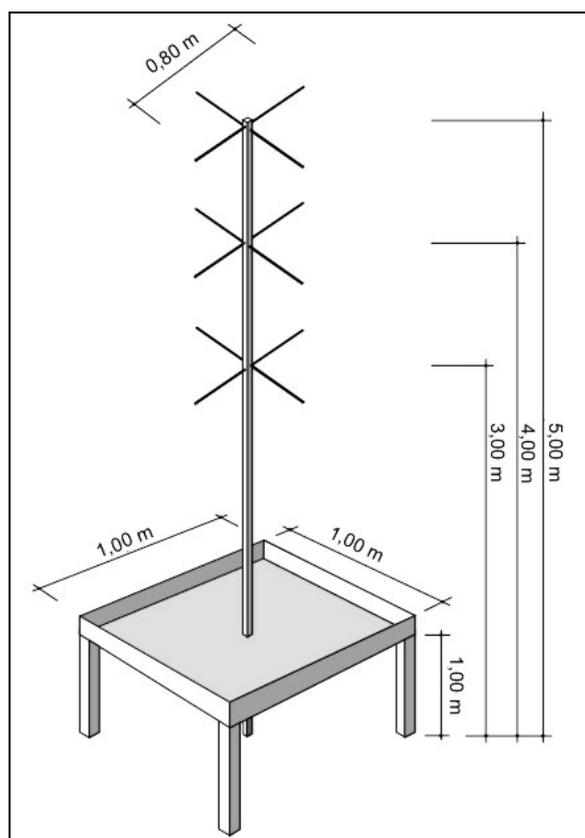


Figura 4.2 - Modelo de poleiro artificial com coletor utilizado para a coleta da chuva de sementes ornitocóricas em vegetação secundária de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil. (Adaptado de Melo 1997).

Mensalmente, entre fevereiro de 2005 e janeiro de 2007, os diásporos ou fezes depositadas nos coletores foram coletadas, sendo posteriormente triadas em laboratório. As sementes zoocóricas foram identificadas, contadas e medidas com auxílio de microscópio estereoscópico. A identificação foi feita até espécie quando possível, com auxílio de literatura específica (Lorenzi 1998, 2000; Backes & Irgang 2002) ou por comparação com sementes presentes em exsicatas do herbário ICN da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e com uma coleção de referência feita por meio de coletas de frutos e sementes encontrados no remanescente de Floresta Atlântica durante o período do estudo. Para as sementes cuja identificação não foi possível, foi feita a separação em morfoespécies conforme suas características morfológicas. Quando essas características apresentavam variações muito

pequenas entre as sementes (pequenas diferenças no tamanho, por exemplo), estas foram consideradas como uma única morfoespécie. Conforme proposto por Martini & Santos (2007), o termo espécie foi empregado para todas as espécies identificadas, bem como para as morfoespécies. A classificação das famílias seguiu APG II (2003).

Levantamento da avifauna potencialmente dispersora – Foram estabelecidos três locais para captura das aves com redes de neblina: (1) interior do remanescente florestal (sub-bosque), (2) borda da floresta com a capoeira, (3) capoeira. O interior do remanescente florestal foi escolhido como ponto de amostragem no intuito de verificar se aves que visitam esse ambiente consumiram frutos cujas sementes foram registradas nos coletores e inferir sobre o fluxo de sementes entre as capoeiras e o remanescente. Em cada local, quatro redes de neblina (7,0 x 3,0 m, malha 22 mm) foram armadas em linha e abertas durante 4 h (predominantemente entre 7 h e 14 h) uma vez ao mês entre março de 2005 e janeiro de 2007, com exceção do ponto (3), onde as capturas foram feitas até outubro de 2005, pois se mostraram muito baixas e o crescimento da vegetação herbácea e arbustiva dificultava a armação das redes. A cada 40-50 min as redes eram revisadas e as aves capturadas eram acondicionadas em sacos de algodão por 20 min para que defecassem ou regurgitassem. Em seguida, as aves eram identificadas com auxílio de literatura específica (Narosky & Yzurieta 1987; Belton 1994; Sick 1997), medidas, anilhadas com anilhas padrão do Centro Nacional de Pesquisa para Conservação das Aves Silvestres (Cemave) e soltas no local de captura. As fezes com sementes ou sementes regurgitadas foram acondicionadas em recipientes plásticos devidamente etiquetados para posterior identificação em laboratório junto com o material da chuva de sementes. Além das capturas, foram feitos registros não sistematizados das aves ouvidas ou avistadas durante os dois anos de estudo, tanto no interior do remanescente florestal quanto na capoeira.

Análise dos dados – Após a contagem e identificação das sementes, foi elaborada uma lista das espécies vegetais presentes na chuva de sementes nos coletores, com o número de sementes total por ano, o número médio de sementes por coletor ou densidade (sementes/m²) por mês em cada estação, sendo esta calculada para cada espécie (densidade das espécies) ou para todas em conjunto (densidade total). Também foi calculada a frequência mensal de cada espécie nos coletores sob os poleiros para o período de estudo.

A densidade total de sementes nos coletores sob os poleiros foi comparada com a dos coletores testemunhos por análise da variância, considerando-se como hipótese nula que a densidade de sementes não diferia entre os coletores sob os poleiros artificiais e os testemunhos. Utilizando-se os dados de dois anos de observação, a sazonalidade na chuva de

sementes foi avaliada por meio das seguintes variáveis obtidas para cada mês de estudo e também submetidas à análise da variância: (1) composição e densidade de espécies na chuva de sementes; para analisar somente a composição, os dados de densidade das espécies foram normalizados para eliminar efeitos de abundância; (2) densidade total de sementes, sendo esses dados submetidos à transformação logarítmica, pois variavam de zero a mais de 1.000; (3) riqueza de espécies e (4) diversidade específica das sementes ornitocóricas (H' de Shannon; Magurran 1988). Nos resultados, esses dados foram apresentados como médias anuais ou mensais. A hipótese nula na análise da sazonalidade foi de que não haveria dependência entre o agrupamento dos meses conforme as estações do ano e as variáveis da chuva de sementes. As análises da variância dos dados foram feitas com o *software* Multiv v. 2.3 (Pillar 2004), a partir de testes de aleatorização (Manly 1991; Pillar & Orlóci 1996) em que as probabilidades da soma de quadrados entre grupos dos dados aleatórios serem maiores ou iguais a dos dados observados, $P(Q_b \geq Q_o)$, foram obtidas a partir dos próprios dados com 1.000 iterações, considerando-se α inferior ou igual a 5%.

Uma vez constatadas diferenças sazonais, testou-se a associação entre a densidade total de sementes e riqueza de espécies na chuva de sementes sob os poleiros com as variáveis climáticas (médias mensais de temperatura e precipitação total mensal) e com o padrão de riqueza de espécies zoocóricas em frutificação ao longo do ano no remanescente florestal (Rossoni 2003) e em uma capoeira próxima (Coronas 2005). Os dados de riqueza de espécies em frutificação no remanescente e na outra capoeira foram somados para as análises. Os dados climáticos considerados foram os da estação Meteorológica de Torres e foram obtidos junto ao 8º Distrito de Meteorologia, Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). A relação entre essas variáveis foi avaliada por regressão linear com o *software* PAST v. 1.62 (Hammer *et al.* 2001), considerando-se $\alpha \leq 5\%$. Esse tipo de teste também foi feito para verificar a influência da distância das bordas florestais na densidade total de sementes, já que foi observada uma variação espacial na chuva de sementes sob os poleiros. Nessa análise foi considerada a menor distância dos coletores sob os poleiros em relação às bordas da floresta, que foi medida com auxílio de trena. Além disso, foi desconsiderado o dado de densidade total de um dos coletores, pois este era muito superior aos demais (*outlier*). Para apresentação dos resultados, foi utilizada a média anual.

Com os dados das capturas das aves e das observações não sistematizadas, foi elaborada uma lista com os potenciais dispersores das sementes ornitocóricas na área de estudo. Para tanto, foram consideradas apenas as aves pertencentes a guildas tróficas

(adaptadas de Willis 1979) que incluem frutos em sua dieta, apresentando-se o ambiente de registro e a espécie vegetal consumida, quando observada nas fezes ou regurgito.

4.5 Resultados

A chuva de sementes sob os poleiros artificiais durante os dois anos de estudo totalizou 17.755 sementes, com 6.058 no primeiro ano e 11.697 no segundo ano, correspondendo a 8.878 sementes por ano e densidade média mensal de $61,65 \pm 19,21$ sementes/m². Em contrapartida, o material encontrado nos coletores testemunhos somou 266 sementes ornitocóricas no período de estudo, com 114 no primeiro ano e 152 no segundo ano, resultando em 133 sementes por ano e densidade média mensal de $0,92 \pm 1,60$ sementes/m². Essas diferenças indicaram um incremento significativo ($p < 0,001$) na chuva de sementes ornitocóricas promovida pela presença dos poleiros artificiais na área estudada.

As sementes presentes nos coletores sob os poleiros representaram 43 espécies, das quais 10 permaneceram sem identificação inclusive quanto à família. Devido à semelhança morfológica das sementes entre espécies de alguns gêneros ou até entre gêneros distintos, algumas sementes foram agrupadas tais como *Myrsine spp.* 1, tratando-se possivelmente de *M. coriacea* e/ou *M. laetevirens*, *Myrsine spp.* 2 (*M. guianensis* e/ou *M. umbellata*), *Miconia spp.* (*Miconia pusilliflora*, *M. cubatanensis* e/ou *M. cinerascens*) e *Leandra spp./Ossaea amygdaloides* (*L. australis*, *L. dasytricha*, *L. aff. purpurascens* e e/ou *O. amygdaloides*).

Das 20 famílias identificadas, Lauraceae e Moraceae tiveram maior riqueza (20% cada), seguidas de Euphorbiaceae, Erythroxylaceae, Melastomataceae, Myrsinaceae, Myrtaceae e Urticaceae (10% cada). A maioria das sementes foi de *Ficus spp.* 1 e de *Trema micrantha*, que perfizeram 4.644 sementes/ano (52%) da chuva de sementes sob os poleiros. Contribuíram com 95% das sementes, junto com *Myrsine spp.* 1, as espécies *Cecropia glaziovii*, *C. pachystachya*, *Leandra spp./Ossaea amygdaloides*, morfoespécie 1, *Solanum americanum*, *Erythroxylum argentinum* e morfoespécie 2. *Ficus spp.* 1 teve alta frequência mensal, sendo registrada em aproximadamente 92% dos meses estudados, seguida de *Myrsine spp.* 1 (63%), entre outras espécies que estiveram presentes na chuva de sementes em cerca de 50% do período de estudo (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 - Abundância das espécies na chuva de sementes ornitocóricas sob poleiros artificiais em vegetação secundária de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil. Espécies ordenadas em número decrescente de sementes; densidade corresponde à média \pm desvio padrão. Estações seguidas por letras iguais não diferem significativamente ($p < 0,05$) quanto à abundância das espécies, considerando a matriz de espécies como um todo.

Espécie	Família	Número total de sementes/ano	Densidade mensal (sementes/m ²)				Frequência mensal (%)
			Outono ^a	Inverno ^b	Primavera ^c	Verão ^{ac}	
<i>Ficus spp. 1</i>	Moraceae	2.323	26,81 \pm 17,08	14,10 \pm 13,13	4,00 \pm 6,41	19,61 \pm 25,90	91,67
<i>Trema micrantha</i>	Cannabaceae	2.322	24,13 \pm 40,19	0,03 \pm 0,07	0,01 \pm 0,03	40,32 \pm 80,47	50,00
<i>Myrsine spp. 1</i>	Myrsinaceae	1.235	1,01 \pm 1,87	0,01 \pm 0,03	18,26 \pm 24,28	15,01 \pm 18,53	62,50
<i>Cecropia glaziovii</i>	Urticaceae	679	6,29 \pm 9,96	0,00 \pm 0,00	1,50 \pm 3,20	11,06 \pm 8,24	45,83
<i>Cecropia pachystachya</i>	Urticaceae	619	15,10 \pm 19,16	2,10 \pm 2,36	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	33,33
<i>Leandra spp./Ossaea amygdaloides</i>	Melastomataceae	373	0,15 \pm 0,34	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	10,19 \pm 22,51	25,00
Morfoespécie 1	Desconhecida	336	0,26 \pm 0,39	0,22 \pm 0,50	3,54 \pm 4,13	5,29 \pm 12,40	50,00
<i>Solanum americanum</i>	Solanaceae	279	0,18 \pm 0,44	1,68 \pm 3,99	1,79 \pm 3,07	4,10 \pm 5,16	54,17
<i>Erythroxylum argentinum</i>	Erythroxylaceae	191	1,78 \pm 3,95	0,49 \pm 1,15	0,53 \pm 0,72	2,51 \pm 2,85	54,17
Morfoespécie 2	Desconhecida	121	0,47 \pm 0,69	0,00 \pm 0,00	0,10 \pm 0,24	2,78 \pm 4,01	37,50
<i>Cordia polycephala</i>	Boraginaceae	94	0,00 \pm 0,00	0,46 \pm 1,04	0,67 \pm 0,82	1,47 \pm 1,97	41,67
<i>Myrsine spp. 2</i>	Myrsinaceae	59	0,35 \pm 0,44	1,04 \pm 2,03	0,21 \pm 0,23	0,04 \pm 0,07	54,17
<i>Lantana camara</i>	Verbenaceae	45	0,14 \pm 0,19	0,01 \pm 0,03	0,40 \pm 0,53	0,69 \pm 1,00	54,17
<i>Miconia spp.</i>	Melastomataceae	39	0,96 \pm 2,35	0,11 \pm 0,27	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	8,33
Morfoespécie 3	Sapindaceae	29	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,08 \pm 0,11	0,71 \pm 0,42	37,50
<i>Ficus spp. 2</i>	Moraceae	24	0,00 \pm 0,00	0,22 \pm 0,40	0,35 \pm 0,65	0,08 \pm 0,20	25,00
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Rutaceae	18	0,40 \pm 0,87	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,08 \pm 0,17	16,67
<i>Alchornea triplinervia</i>	Phyllanthaceae	16	0,13 \pm 0,31	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,32 \pm 0,55	16,67
Morfoespécie 4	Meliaceae	14	0,15 \pm 0,25	0,07 \pm 0,17	0,07 \pm 0,08	0,10 \pm 0,16	37,50
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	Euphorbiaceae	12	0,32 \pm 0,56	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	12,50
Morfoespécie 5	Lauraceae	12	0,00 \pm 0,00	0,04 \pm 0,10	0,21 \pm 0,24	0,08 \pm 0,13	29,17
Morfoespécie 6	Lauraceae	7	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,04 \pm 0,05	0,15 \pm 0,18	29,17
<i>Maclura tinctoria</i>	Moraceae	6	0,15 \pm 0,34	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,01 \pm 0,03	12,50
<i>Magnolia ovata</i>	Magnoliaceae	6	0,00 \pm 0,00	0,01 \pm 0,03	0,14 \pm 0,13	0,00 \pm 0,00	20,83
<i>Casearia silvestris</i>	Salicaceae	4	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,10 \pm 0,15	0,00 \pm 0,00	8,33
Morfoespécie 7	Desconhecida	4	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,10 \pm 0,24	0,00 \pm 0,00	4,17
Morfoespécie 8	Myrtaceae	3	0,03 \pm 0,07	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,06 \pm 0,14	8,33
Morfoespécie 9	Desconhecida	3	0,07 \pm 0,10	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	12,50
<i>Allophylus edulis</i>	Sapindaceae	2	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,06 \pm 0,14	0,00 \pm 0,00	4,17
Morfoespécie 10	Desconhecida	2	0,00 \pm 0,00	0,04 \pm 0,10	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	4,17

Espécie	Família	Número total de sementes/ano	Densidade mensal (sementes/m ²)				Frequência mensal (%)
			Outono ^a	Inverno ^b	Primavera ^c	Verão ^{ac}	
<i>Psidium guajava</i>	Myrtaceae	2	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,04 ± 0,10	0,00 ± 0,00	4,17
<i>Aiouea saligna</i>	Lauraceae	1	0,01 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	4,17
<i>Erythroxylum cuspidifolium</i>	Erythroxylaceae	1	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,07	0,00 ± 0,00	4,17
<i>Guapira opposita</i>	Nyctaginaceae	1	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,07	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	4,17
Morfoespécie 11	Desconhecida	1	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,03	4,17
Morfoespécie 12	Desconhecida	1	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,03	4,17
Morfoespécie 13	Desconhecida	1	0,01 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	4,17
Morfoespécie 14	Desconhecida	1	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	4,17
Morfoespécie 15	Desconhecida	1	0,01 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	4,17
<i>Nectandra oppositifolia</i>	Lauraceae	1	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,03	0,01 ± 0,03	8,33
<i>Schefflera morototoni</i>	Araliaceae	1	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,03	0,00 ± 0,00	4,17
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Anacardiaceae	1	0,01 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	4,17
<i>Sorocea bonplandii</i>	Moraceae	1	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	4,17
		8.878	78,93 ± 57,77	20,69 ± 2,03	32,25 ± 35,94	114,72 ± 145,35	-

Em geral, a densidade total das espécies apresentou uma variação grande (Tabela 4.1), constatando-se que certos coletores sempre tinham maior número de sementes. Em função disso, foi analisada a relação da densidade de sementes com a distância das bordas da floresta, removendo-se os dados de um dos coletores que era muito superior aos demais (*outlier*). Constatou-se uma associação positiva, ou seja, um incremento na chuva de sementes quanto maior a distância das bordas florestais (Figura 4.3).

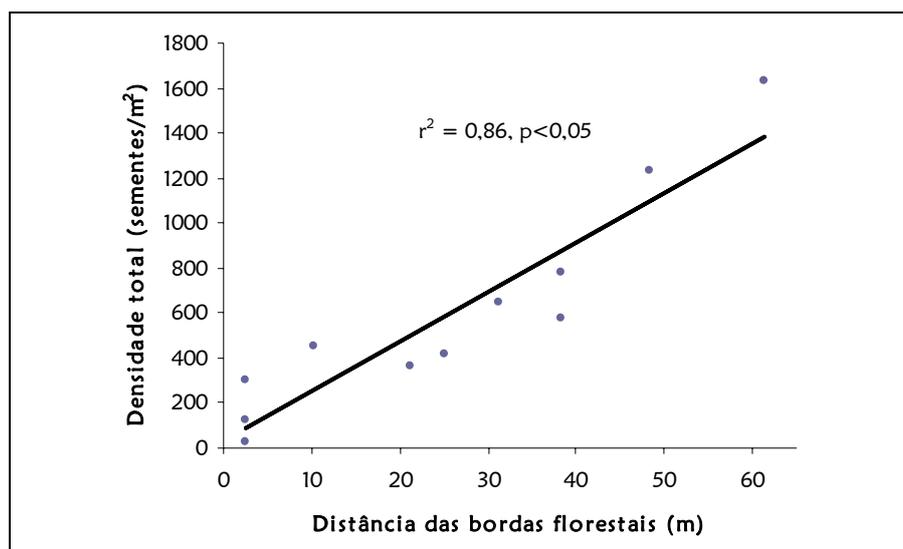


Figura 4.3 - Relação entre densidade total anual da chuva de sementes ornitocóricas sob poleiros artificiais em vegetação secundária e a distância das bordas de um remanescente de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil.

Assim como o número total de sementes, as variações sazonais observadas para densidade total mensal, riqueza e diversidade também diferiram significativamente entre os coletores sob poleiros e os testemunhos (Tabela 4.2). Considerando os coletores com poleiros, aproximadamente 80% das sementes foram coletadas no verão e no outono, com totais de 4.130 e 2.842 sementes/ano respectivamente (Tabela 4.2 e Figura 4.4). A composição e abundância das espécies na chuva de sementes sob os poleiros variaram sazonalmente (Tabela 4.1; $p < 0,05$), sem diferenças apenas entre o verão e o outono ($p = 0,589$) ou entre o verão e a primavera ($p = 0,111$). A densidade total mensal de sementes foi significativamente menor no inverno (Tabela 4.2) em relação ao outono e verão. Apesar da composição de espécies na chuva de sementes ornitocóricas ter sido diferente entre todas as estações (Tabela 4.1; $p < 0,05$), a riqueza e a diversidade mensais foram significativamente inferiores apenas no inverno (Tabela 4.2) em relação à primavera e verão. Estas duas últimas estações, junto com o outono, apresentaram grande variação mensal no número de sementes (Figura 4.4).

A densidade e a riqueza de sementes mostraram-se positivamente associadas às médias mensais de temperatura durante o período de estudo (Figura 4.5; temperatura máxima média:

densidade: $r^2 = 0,520$, $p < 0,01$, riqueza: $r^2 = 0,396$, $p < 0,05$; temperatura mínima média: densidade: $r^2 = 0,451$, $p < 0,01$, riqueza: $r^2 = 0,487$, $p < 0,05$). Por outro lado, a chuva de sementes ornitocóricas não mostrou nenhuma relação significativa com a precipitação total mensal e com o número de espécies zoocóricas em frutificação ao longo do ano na floresta adjacente e em outra capoeira próxima.

Tabela 4.2 - Variação sazonal na chuva de sementes ornitocóricas sob poleiros artificiais em vegetação secundária de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil. Médias seguidas de letras distintas são significativamente diferentes ($p < 0,05$) para comparações entre estações (na vertical) dentro de cada tipo de coletor (com poleiros ou testemunhos). *Diferenças significativas ($p < 0,001$) entre coletores com poleiros e testemunhos, considerando todas as variáveis de densidade, riqueza e diversidade.

Tipo de coletor/estação	Total de sementes/ano	Densidade total mensal (sementes/m ²)	Riqueza mensal (espécies/m ²)	Diversidade mensal (nats/semente)
Coletores com poleiros*				
Outono	2.842	78,9±57,8 ^a	0,82±0,45 ^{ab}	0,984±0,296 ^{ab}
Inverno	745	20,7±12,0 ^b	0,49±0,23 ^a	0,742±0,423 ^a
Primavera	1.161	32,3±35,9 ^{ab}	0,92±0,35 ^b	1,416±0,409 ^{bc}
Verão	4.130	114,7±145,4 ^a	1,10±0,33 ^b	1,615±0,276 ^c
Coletores testemunhos *				
Outono	53	1,5±2,4 ^a	0,08±0,07 ^a	0,188±0,426 ^a
Inverno	17	0,5±0,9 ^a	0,06±0,07 ^a	0,07±0,171 ^a
Primavera	10	0,3±0,4 ^a	0,03±0,04 ^a	0 ^a
Verão	54	1,5±2,0 ^a	0,14±0,15 ^a	0,414±0,557 ^a

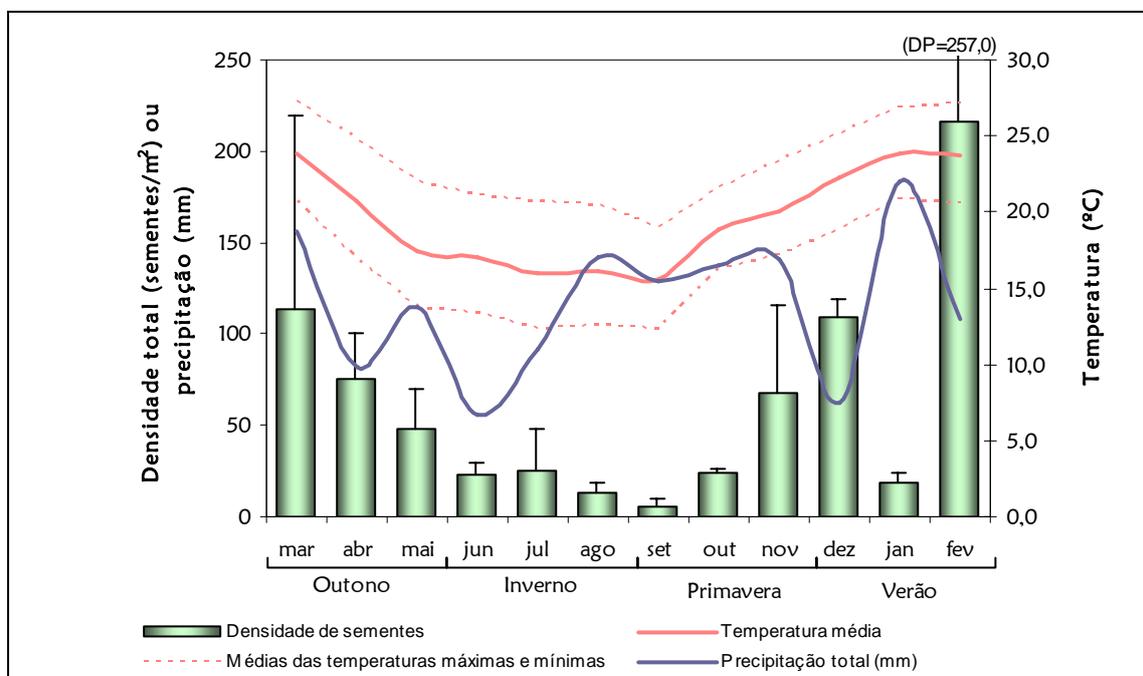


Figura 4.4 - Variação mensal na chuva de sementes ornitocóricas sob poleiros artificiais em vegetação secundária de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil. Linhas verticais representam o desvio padrão entre os dois anos de amostragem da densidade total mensal de sementes.

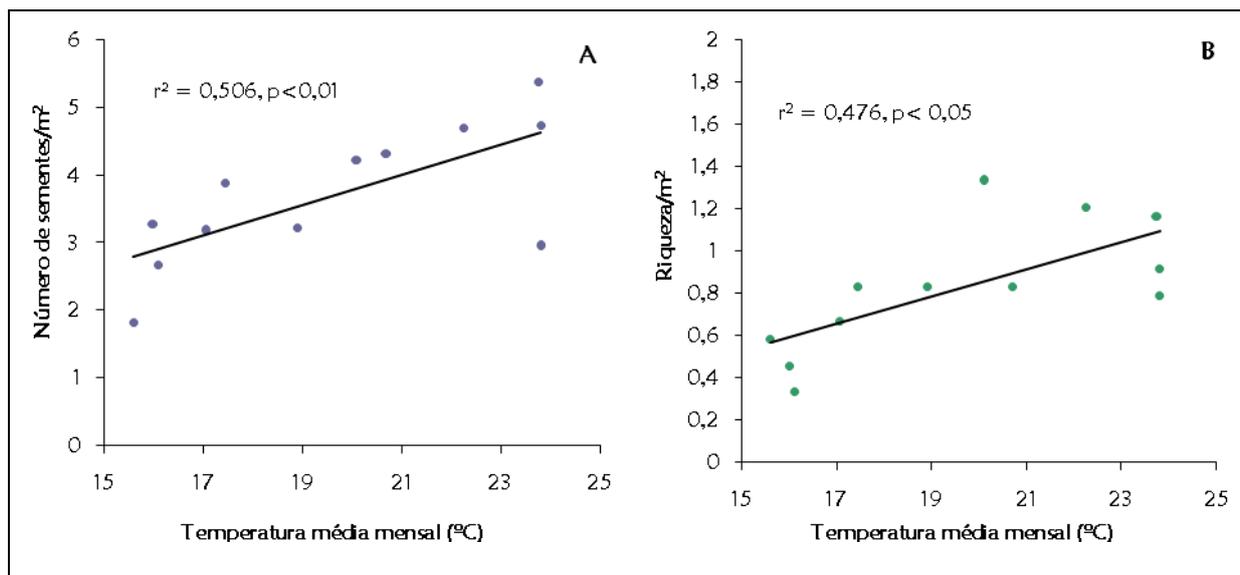


Figura 4.5 - Relação da temperatura média mensal com a densidade de sementes mensal (A) e riqueza mensal de espécies (B) da chuva de sementes ornitocóricas em vegetação secundária de Floresta Atlântica, Dom Pedro de Alcântara, RS, sul do Brasil.

As capturas com redes de neblina e as observações não sistematizadas indicaram 24 espécies como potenciais dispersores de sementes na área de estudo, destacando-se os traupíneos (sete espécies) e tiranídeos (cinco espécies) (Tabela 4.3). *Turdus albicollis*, *Chiroxiphia caudata*, *T. rufiventris* e *Mionectes rufiventris* tiveram maior número de capturas (44%, 15%, 8% e 8% respectivamente). A maioria dessas espécies (67%) foi registrada no sub-bosque do remanescente florestal, sendo que 63% foram registradas nas bordas florestais e/ou na capoeira, das quais 47% também foram observadas no interior da floresta. A guilda trófica predominante entre as aves potencialmente dispersoras foi a dos onívoros, registrando-se ainda três espécies consideradas como frugívoras (*Leptotila verreauxi*, *L. rufaxilla* e *Geotrygon montana*), mas que normalmente inviabilizam as sementes em seu trato digestivo. Apenas 14 espécies vegetais foram identificadas nas fezes ou regurgito das aves capturadas e, entre elas, *Psychotria spp.* foi a única ausente na chuva de sementes (Tabela 4.1 e Tabela 4.3).

Tabela 4.3 - Aves potenciais dispersoras de sementes na área estudada de vegetação secundária de Floresta Atlântica do sul do Brasil. Registros obtidos por capturas com redes de neblina e observações não sistematizadas entre fevereiro de 2005 e janeiro de 2007. Legenda: Guilda trófica: FS: frugívoro de solo, GFOC: grande frugívoro ou onívoro de copa, OB: onívoro ou frugívoro de borda, POC: pequeno onívoro de copa, POSB: pequeno onívoro de sub-bosque; Ambiente: CP: capoeira, FL: remanescente floresal, BO: borda da floresta com a capoeira.

Família-Subfamília e Espécie ¹	Nome comum ¹	Guilda trófica ²	Ambiente	Espécie vegetal consumida
CRACIDAE				
<i>Ortalis guttata</i>	araquã	GFOC	FL	Não observado
COLUMBIDAE				
<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu	FS	FL	Não observado
<i>Leptotila rufaxilla</i>	juriti-gemeadeira	FS	FL	Não observado
<i>Geotrygon montana</i>	pariri	FS	FL	Não observado
TYRANNIDAE				
<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha	POC	BO/CP	Não observado
<i>Mionectes rufiventris</i>	supi-de-cabeça-cinza	POSB	FL/BO/CP	<i>Magnolia ovata</i> , <i>Myrsine spp. 2</i>
<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi	OB	BO/CP	Não observado
<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri	POC	CP	Não observado
<i>Tyrannus savana</i>	tesourinha	POC	CP	Não observado
PIPRIDAE				
<i>Schiffornis virescens</i>	flautim	POSB	FL	Não observado
<i>Chiroxiphia caudata</i>	tangará-dançador	POSB	FL/BO	<i>Cecropia glaziovii</i> , <i>Erythroxylum argentinum</i> , <i>Ficus spp. 1</i> , <i>Guapira opposita</i> , <i>Miconia spp.</i> , Morfoespécie 1, Morfoespécie 5, <i>Myrsine spp. 1</i> , <i>Myrsine spp. 2</i>
MIMIDAE				
<i>Mimus saturninus</i>	sabiá-do-campo	OB	CP	Não observado
MUSCICAPIDAE				
TURDINAE				
<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira	OB	FL/BO/CP	<i>Leandra spp./Ossaea amygdaloides</i> , <i>Psychotria spp.</i>
<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca	OB	FL	Não observado
<i>Turdus albicollis</i>	sabiá-coleira	POSB	FL/BO/CP	<i>Cecropia glaziovii</i> , <i>Ficus spp. 1</i> , <i>Leandra spp./Ossaea amygdaloides</i> , <i>Magnolia ovata</i> , <i>Miconia spp.</i> , Morfoespécie 1, Morfoespécie 15, <i>Myrsine spp. 1</i>
EMBEREZIDAE				
CARDINALINAE				
<i>Saltator similis</i>	trinca-ferro-verdadeiro	OB	BO/CP	Não observado
THRAUPINAE				
<i>Tachyphonus coronatus</i>	tiê-preto	OB	BO/CP	<i>Ficus spp. 1</i> , <i>Leandra spp./Ossaea amygdaloides</i> , Morfoespécie 1, <i>Myrsine spp. 1</i> , <i>Solanum americanum</i>
<i>Piranga flava</i>	sanhaçu-de-fogo	POSB	FL/BO	<i>Leandra spp./Ossaea amygdaloides</i>

Família-Subfamília e Espécie ¹	Nome comum ¹	Guilda trófica ²	Ambiente	Espécie vegetal consumida
<i>Thraupis sayaca</i>	sanhaçu-cinzento	OB	FL/CP	Não observado
<i>Thraupis cyanoptera</i>	sanhaçu-de-encontro-azul	POC	FL	Não observado
<i>Pipraeidea melanonota</i>	saíra-viúva	POC	BO	Não observado
<i>Euphonia pectoralis</i>	gaturamo-serrador	POC	FL	Não observado
<i>Tangara preciosa</i>	saíra-preciosa	POC	FL/CP	<i>Myrsine spp.</i> 1
CORVIDAE				
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	galha-azul	GFOC	FL	Não observado

¹Segundo Bencke (2001). ²Adaptado de Willis (1979); espécies pertencentes a outras guildas que não a de frugívoros foram incluídas em onívoros quando observadas ingerindo frutos, conforme sugestão de Scherer *et al.* (2007).

4.6 Discussão

A regeneração natural pós-abandono de áreas desmatadas para formação de pastos ou cultivos e que passaram por um uso intenso tem a chuva de sementes como um dos fatores primordiais para o avanço da sucessão secundária. De acordo com Garwood (1989) e Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia (1993), espécies florestais são raramente encontradas no banco de sementes em pastagens abandonadas e a sucessão nessas áreas é dependente de sementes recentemente dispersadas (Holl 1999). Os resultados obtidos para chuva de sementes sob os poleiros artificiais mostraram que a entrada de sementes não é uma restrição na área de estudo, já que houve um grande número de sementes coletadas, indicando que há boa disponibilidade de sementes ao menos para as fases iniciais da sucessão secundária. Após cinco anos de abandono, a área estudada já possui vários arbustos com cerca de 4 m de altura, especialmente *Baccharis dracunculifolia* (obs. pessoal), e indivíduos arbóreos pioneiros (*Myrsine coriacea*, *Solanum pseudoquina*, *Alchornea triplinervia* e *Enterolobium contortisiliquum*; vide Capítulo II). Esses indivíduos já servem como poleiros naturais para a avifauna dispersora, pois as plântulas de espécies arbóreas foram freqüentemente observadas sob árvores mais altas da capoeira durante o estudo da sinúsia arbórea (vide Capítulo II).

O incremento na chuva de sementes em função da presença dos poleiros artificiais confirmou o resultado esperado, estando de acordo com outros estudos em zonas temperadas e tropicais (McDonnell & Stiles 1983; Melo 1997; Holl 1998). A presença de árvores e outras estruturas que sirvam como poleiros em áreas abertas encorajam os dispersores a cruzarem e pousarem nessas áreas, incrementando consideravelmente a abundância e diversidade de espécies vegetais na chuva de sementes depositada sob essas estruturas (Holl 1998; McDonnell & Stiles 1983; Nepstad *et al.* 1996; Vieira *et al.* 1994; Carriere *et al.* 2002).

Ao contrário do que se esperava, a densidade de sementes foi maior quanto maior a distância das bordas florestais. Kolb (1993) observou que a chuva de sementes sob agrupamentos de árvores pioneiras em pastagens era menor em locais mais distantes (20 a 170 m) de bordas de remanescentes de Floresta Atlântica. Da mesma forma, em áreas desmatadas sem árvores remanescentes há uma redução da chuva de sementes concomitantemente ao aumento da distância das bordas florestais (Duncan & Duncan 2000; Cubiña & Aide 2001). Por outro lado, outros estudos observaram que a distância de bordas florestais tem pouca ou nenhuma relação significativa na chuva de sementes zoocóricas em áreas desmatadas adjacentes (Holl 1999; Duncan & Duncan 2000). No presente estudo, a maior deposição de sementes nos coletores mais distantes possivelmente esteja relacionada com o comportamento das aves, já que mais de 60% das espécies de aves registradas como potencialmente

dispersoras utilizam áreas abertas (*Pitangus sulphuratus*, *Tyranus spp.*, *Tachyphonus coronatus*, *Thraupis sayaca*, por exemplo). Conforme Holl (1998), muitas aves observadas em poleiros instalados em pastagens de zonas tropicais visitam arbustos, cercas, postes, assim como os poleiros artificiais, sugerindo que essas aves estejam adaptadas a áreas abertas, pousando em outras estruturas mesmo que introduzidas pelo homem. Estudos na Amazônia brasileira mostraram que aves frugívoras ocupavam distâncias de até 80 m de bordas florestais em áreas de pastagens (Cardoso da Silva *et al.* 1996), o que é muito superior às distâncias que os poleiros se encontravam no presente estudo. Somado a isso, a configuração das bordas florestais, dispostas quase no formato de um “U” no entorno da capoeira (Figura 4.1) pode ter influenciado nesse resultado.

Rodrigues *et al.* (2004) observaram que *Trema micrantha* em áreas de regeneração após mineração tinha maior número de indivíduos em locais mais distantes de fragmentos florestais. Esse padrão de distribuição de *T. micrantha* é decorrente da dispersão promovida por aves de ambientes abertos ou de borda de mata, adaptadas à antropização intensa (Voss & Sander 1980; Argel-de-Oliveira *et al.* 1996), apesar de seus frutos também serem procurados por aves florestais (Wheelwright *et al.* 1984). Considerando essa característica de distribuição da espécie, a alta densidade de *T. micrantha* na chuva de sementes sob os poleiros pode, portanto, ter sido mais um fator a contribuir com a maior densidade de sementes nos coletores mais distantes da floresta. Não se descarta também o efeito de escala, ou seja, talvez as distâncias em que os poleiros estavam não foram suficientes para refletir o resultado esperado de uma maior densidade na chuva de sementes nos coletores mais próximos das bordas florestais.

Sementes pequenas de espécies pioneiras, como a de representantes das famílias Melastomataceae, Myrsinaceae, Urticaceae e Moraceae, apresentam grande contribuição na chuva de sementes em áreas alteradas (Melo 1997; Holl 1999; Guevara *et al.* 2004; Dosch *et al.* 2007), tais como pastagens ativas (Guevara *et al.* 2004) ou abandonadas em processo de regeneração natural florestal (Holl 1999; Dosch *et al.* 2007) e áreas desmatadas por queimadas (Martini & Santos 2007), destacando-se espécies de *Ficus*, *Cecropia*, *Leandra*, *Miconia* e *Myrsine*. Guevara *et al.* (2004) relatam praticamente a ausência de sementes grandes sob figueiras isoladas em pastagens no México. Na capoeira em estudo, esse padrão também foi observado, com alta participação de *Ficus spp.*, *Myrsine spp.*, *Cecropia pachystachya*, *C. glaziovii*, *Trema micrantha*, *Leandra spp.*, *Ossaea amygdaloides*, entre outras, na chuva de sementes ornitocóricas. Isso reflete a estratégia de muitas espécies vegetais típicas do início da sucessão florestal secundária em produzir grandes quantidades de frutos com

sementes pequenas (Howe 1993; Francisco & Galetti 2002), atraindo aves dispersoras de pequeno porte que utilizam áreas abertas. Sementes de tamanhos maiores, como as de *Magnolia ovata*, mirtáceas e lauráceas, contribuíram pouco à chuva de sementes ornitocóricas. Duncan & Chapman (2002) afirmam que existem muitas razões possíveis para o pequeno número de sementes de espécies florestais serem dispersas em áreas degradadas. Tipicamente, há pouco incentivo para frugívoros de interior de mata visitarem áreas desmatadas porque a abundância de frutos é usualmente baixa em comparação com o ambiente florestal (Cardoso da Silva *et al.* 1996) e há maior risco de predação (Janzen 1990).

Em relação às diferenças sazonais na chuva de sementes ornitocóricas, muitas espécies que frutificaram nos meses de primavera, verão e outono e se mostraram presentes nos coletores, mesmo com poucas sementes, contribuíram para a maior riqueza e diversidade nessas estações em comparação com o inverno. Quanto à abundância das espécies na chuva de sementes, essa maior riqueza específica também refletiu uma maior densidade, entre as quais se destacaram *Trema micrantha*, *Ficus spp.* 1 e *Cecropia glaziovii* no verão e outono. Nos meses de inverno, quando a abundância de espécies na chuva de sementes é menor, *Ficus spp.* 1 respondeu pela maior densidade sementes sob os poleiros. Estudos anteriores mostraram uma sazonalidade bem definida para a chuva de sementes sob indivíduos de *Myrsine coriacea* e *Ficus cestriifolia* em vegetação secundária da Floresta Atlântica no sul do Brasil (Stachon & Zimmerman 2001; Fink *et al.* 2003a; Kriek *et al.* 2006), com menor densidade também no inverno e um aumento a partir da primavera quando se inicia a frutificação de várias espécies.

A sazonalidade na chuva de sementes ornitocóricas pode ser resultado de variações na abundância de frutos, associada à ausência de dispersores migratórios como alguns tiranídeos típicos de áreas abertas (*Tyrannus savana*, *T. melancholicus*, por exemplo), possivelmente menor nos meses mais frios, afetando a densidade e composição da chuva de sementes no inverno. A riqueza de espécies zoocóricas em frutificação na floresta é bastante homogênea anualmente, com mais espécies frutificando entre abril e julho e uma drástica redução em agosto (Rossoni 2003). Em capoeiras próximas, também ocorre menor riqueza de árvores e arbustos zoocóricos com frutos nos meses de inverno (Coronas 2005). Conclusões definitivas sobre a quantidade de frutos nesta floresta ao longo do ano dependem ainda de estudos fenológicos com registros quantitativos.

Mesmo sem observações quantitativas sobre a frutificação, a ausência de relação entre a chuva de sementes e os padrões sazonais da riqueza de espécies zoocóricas com frutos no remanescente e na capoeira próxima, pode estar refletindo o consumo predominante de

poucas espécies vegetais pelas aves dispersoras. Scherer *et al.* (2007) observaram que *Ficus cestrifolia* e *Myrsine spp.* tiveram grande importância na dieta de aves dispersoras numa floresta de restinga, já que as aves que as consumiam apresentavam dieta pouco variada. Na chuva de sementes da capoeira estudada, apenas 10 espécies vegetais contribuíram com mais de 95% do total de sementes dispersas, coletadas sob os poleiros, sendo a maioria representada por poucas sementes, resultado também constatado por Dosch *et al.* (2007) em pastagens abandonadas em zona de floresta úmida pré-montana da Costa Rica.

Galetti *et al.* (2003) mostraram que frutos de espécies localizadas em bordas florestais têm maior probabilidade de serem consumidos do que aqueles do interior, pois a abundância de pequenas aves frugívoras é maior na borda de fragmentos, em parte devido à presença de espécies típicas de áreas abertas que freqüentam este ambiente. Isso possivelmente possa ter ocorrido, já que a maioria das espécies dispersadas na capoeira são pioneiras comuns em áreas abertas e bordas (*Trema micrantha*, *Cecropia spp.*, *Myrsine spp.*), sendo consumidas por aves que também forrageiam nesses ambientes.

No que se refere à composição de espécies de aves, representantes das famílias ou subfamílias Tyrannidae, Turdinae e Thraupinae destacaram-se entre os potenciais dispersores na área de estudo. Dessas famílias, os tiranídeos comumente utilizam estruturas que servem como poleiros durante o forrageio (Gabriel & Pizo 2005), possivelmente contribuindo para a chuva de sementes sob os poleiros artificiais.

Espécies de aves generalistas quanto à dieta, ou seja, onívoras, são reconhecidamente importantes para a dispersão de muitas espécies vegetais (Francisco & Galetti 2002; Scherer *et al.* 2007), sendo que muitas forrageiam em diferentes ambientes, propiciando o fluxo de sementes entre essas áreas. Entre elas, pode-se citar *Turdus rufiventris*, *T. albicollis*, *Pitangus sulphuratus*, *Mionectes rufiventris*, que transitam entre o remanescente de floresta primária e a capoeira, possivelmente contribuindo para a dispersão de muitas sementes na comunidade secundária estudada, inclusive de espécies climácicas como *Magnolia ovata*.

Aide & Cavalier (1994) e Holl (1998) observaram as espécies pioneiras da chuva de sementes já estavam estabelecidas junto a árvores remanescentes em pastagens. A sinúsia arbórea presente na capoeira em estudo, em outras capoeiras próximas e nas bordas da floresta já apresentam indivíduos adultos de *M. coriacea*, *Cecropia glaziovii*, *Trema micrantha*, entre outras (*vide* Capítulo II), além do componente arbustivo com *Leandra spp.* e *Ossaea amygdaloides* (obs. pessoal) e de ervas zoocóricas como *Solanum americanum* (*vide* Capítulo I), mostrando-se como importante fonte local de recursos para as aves e com alta contribuição na chuva de sementes. Além disso, a paisagem do entorno, composta por outros fragmentos

em mosaico com pastos e cultivos, também serve de local de forrageio para esses animais, constituindo áreas fontes de propágulos para a capoeira.

A alta frequência mensal de algumas espécies vegetais na chuva de sementes sob os poleiros, sobretudo de *Ficus spp.*, indica que as mesmas constituem um recurso importante na dieta dos dispersores. Vários autores constataram que sicônios de figueiras são relevantes para os frugívoros, especialmente durante as estações de baixa disponibilidade de frutos (Marcondes-Machado *et al.* 1994; Ragusa-Netto 2002; Scherer *et al.* 2007), enquadrando as figueiras como espécies-chave, sendo mesmo constatado em outros estudos para *Myrsine spp.* (Pineschi 1990). No presente estudo, também se pode considerar *Cecropia pachystachya* como espécie-chave, pois suas sementes foram coletadas somente no inverno sob os poleiros. Ressalta-se ainda que o predomínio de espécies arbustivas e arbóreas na chuva de sementes ornitocóricas reflete o estrato em que a avifauna preferencialmente consome os frutos, apesar de também utilizar espécies herbáceas como *Solanum americanum* de acordo com a oferta de frutos.

Os resultados obtidos na chuva de sementes sob os poleiros artificiais indicam que a entrada de sementes não é um fator limitante à regeneração natural das espécies típicas de estádios iniciais da sucessão florestal secundária na área em estudo, considerando que os arbustos e árvores presentes no local possivelmente já atuam como focos de recrutamento. A partir da entrada de sementes na área, a predação de sementes e plântulas e a competição entre os indivíduos arbóreos jovens com o denso estrato herbáceo podem se tornar o ponto crucial (gargalo) para a continuidade desse processo.

4.7 Agradecimentos

Ao Programa de Pós-Graduação em Botânica/UFRGS, por oportunizar a realização deste trabalho. À Capes, pela bolsa de doutorado concedida à primeira autora. Ao colega Adriano Scherer, pelo auxílio em campo e sugestões ao manuscrito.

4.8 Referências Bibliográficas

- AIDE, T.M. & CAVELIER, J. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierre Nevada de Santa Maria, Colombia. **Restoration Ecology** 2: 219–229.
- APG II (Angiosperm Phylogeny Group). 2003. An update of the angiosperm phylogeny group classification of the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society** 141: 399-436.
- ARGEL-DE-OLIVEIRA, M.M.; CASTIOGLIONI, G.D. & SOUZA, S.B. 1996. Comportamento alimentar de aves frugívoras em *Trema micrantha* (Ulmaceae) em duas áreas alteradas do sudeste brasileiro. **Ararajuba** 4(1): 51-55.

- ARMELIN, R. S.; MANTOVANI, W. 2001. Definições de clareira natural e suas implicações no estudo da dinâmica sucessional em florestas. *Rodriguesia*, 52(81): 5-15.
- BACKES, P. & IRGANG, B. 2002. **Árvores do Sul**: guia de identificação e interesse ecológico: as principais espécies nativas sul-brasileiras. Rio de Janeiro: Instituto Souza Cruz.
- BELTON, W. 1994. **Aves do Rio Grande do Sul**: distribuição e biologia. São Leopoldo: Editora da UNISINOS.
- BENCKE, G.A. 2001. **Lista de referência das aves do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E REFORMA AGRÁRIA. DEPARTAMENTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. 1992. **Normais Climatológicas (1961-1990)**. Brasília: SPI/EMBRAPA.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO EXÉRCITO. DIRETORIA DE SERVIÇO GEOGRÁFICO. 1980. **Folha SH-22-X-C-III-3** – Três Cachoeiras. Escala: 1:50.000.
- CARDOSO DA SILVA, J.M.; UHL, C.; MURRAY, G. 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology* 10: 491-503.
- CARRIÈRE, S.M. ; ANDRÉ, M. ; LETOURMY, P. ; OLIVIER, I. & McKEY, D.B. 2002. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural system in southern Cameroon. *Journal of Tropical Ecology* 18: 353-374.
- CHARLES-DOMINIQUE, P. 1986. Inter-relations between frugivorous vertebrates and pioneer plants : Cecropia, birds, and bats in French Guyana. pp. 119-135. In: A. ESTRADA & T.H. FLEMING (Eds.) **Frugivores and seed dispersal**. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers.
- CLARK, C.J.; POULSEN, J.R.; CONNOR, E.F. & PARKER, V.T. 2004. Fruiting trees as dispersal foci in a semi-deciduous tropical forest. *Oecologia* 139: 66–75
- CORONAS, M.V. 2005. **Fenologia e síndromes de dispersão na vegetação secundária da Mata Atlântica no Sul do Brasil**. 24 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- CUBIÑA, A. & AIDE, T.M. 2001. The Effect of Distance from Forest Edge on Seed Rain and Soil Seed Bank in a Tropical Pasture. *Biotropica*, 33(2): 260–267.
- DÁRIO, F. R. 1999. **Influência de corredor florestal entre fragmentos da Mata Atlântica utilizando-se a avifauna como indicador ecológico**. 156 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Madeiras) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.
- DOSCH, J.J.; PETERSON, C.J. & HAINES, B.L. 2007. Seed rain during initial colonization of abandoned pastures in the premontane wet forest zone of southern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 23: 151-159.
- DUNCAN, R.S. & CHAPMAN, C.A. 2002. Limitations of animal seed dispersal on degraded lands. pp. 437-450. In: D.J. LEVEY; W.R. SILVA & M. GALETTI. (Eds.) **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. New York: CABI Publishing.
- DUNCAN, R.S. & DUNCAN, V.E. 2000. Forest succession and distance from forest edge in an afro-tropical grassland. *Biotropica* 32(1): 33-41.
- FRANCISCO, M. R.; GALETTI, M. 2002. Aves como potenciais dispersoras de sementes de *Ocotea pulchella* (Lauraceae) numa área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. *Revista Brasileira de Botânica*, 25(1): 11-17.

- GABRIEL, V.A. & PIZO, M.A. 2005. Foraging behavior of tyrant flycatchers (Aves, Tyrannidae) in Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 22(4): 1072-1077.
- GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C.P. & CAZETTA, E. 2003. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit color on the consumption of ornithochoric fruits. **Biological conservation** 111: 269-273.
- GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; BENTES-GAMA, M. M. 2002. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. **Revista Árvore**, 26(5): 559-566.
- GARWOOD, N.C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. pp. 149-209. In: M.A. LECK; V.T. PARKER & R.L. SIMPSON (Eds.) **Ecology of soil seed banks**. San Diego: Academic Press, Inc.
- GOMES, V.S.M. 2001. **Variação espaço-temporal de aves frugívoras no sub-bosque e chuva de sementes em um trecho de Mata Atlântica no estado de São Paulo**. 82 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas.
- GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C. & HADLEY, M. 1991. **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell.
- GORCHOV, D.L.; CORNEJO, F.; ASCORRA, C. & JARAMILLO, M. 1993. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. **Vegetatio** 107/108: 339-349
- GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** 148: 185-206.
- GUEVARA, S. & LABORDE, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: Consequences for local species availability. **Vegetatio** 107/108: 319-338.
- GUEVARA, S.; LABORDE, J. & SÁNCHEZ-RIOS, G. 2004. Rain forest regeneration beneath the canopy of fig trees isolated in pastures of Los Tuxtlas, Mexico. **Biotropica** 36(1): 99-108.
- HAMMER, O.; HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica** 4(1): 9 pp.
- HOLL, K.D. 1998. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? **Restoration Ecology** 6: 253-261.
- HOLL, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica** 31: 229-242.
- HOWE, H.F. 1993. Specialized and generalized dispersal systems: where does "the paradigm" stand? **Vegetatio** 107/108:3-13.
- JANZEN, D. H. 1990. An abandoned field is not a treefall gap. **Vida Silvestre Neotropical** 2: 64-67.
- JURINITZ, C.F. & BAPTISTA, L.R.M. 2007. Monocotiledôneas terrícolas em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa no Litoral Norte do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências** 5(1): 9-17.
- JUSTUS, J.O.; MACHADO, M.L.A. & FRANCO, M.S.M. 1986. Geomorfologia. pp. 313-404. In: **Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra**. Rio de Janeiro: IBGE. (Levantamento de Recursos Naturais, v. 33)

- KOLB, S.R. 1993. **Islands of secondary vegetation in degraded pastures of Brazil: their role in reestablishing Atlantic coastal forest.** Ph.D. dissertation. University of Georgia, Athens, Georgia.
- KRIECK, C.A.; FINK, D.; ASSUNÇÃO, L.G. & ZIMMERMANN, C.E. 2006. Chuva de sementes sob *Ficus cestrifolia* (Moraceae) em áreas com vegetação secundária no Vale do Itajaí, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas** 19 (3): 27-34.
- LEVEY, D.J. 1988. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. **Ecology** 69:1076–1089
- LORENZI, H. 1998. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil.** 2 ed. v. 2. Nova Odessa: Instituto Plantarum.
- LORENZI, H. 2000. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil.** 3 ed. v. 1. Nova Odessa: Instituto Plantarum.
- MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurement.** Princeton: Princeton University Press.
- MARCONDES-MACHADO, L.O.; PARANHOS, S.J. & BARROS, Y.M. 1994. Estratégias alimentares de aves na utilização de frutos de *Ficus microcarpa* (Moraceae) em uma área antrópica. **Iheringia, Série Zoologia** 77: 57-62.
- MARTÍNEZ-GARZA, C. & GONZÁLEZ-MONTAGUT, R. 2002. Seed rain of fleshy-fruited species in tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology** 18: 457–462
- MARTINI, A.M.Z. & SANTOS, F.A.M. 2007. Effects of distinct types of disturbance on seed rain in the Atlantic forest of NE Brazil. **Plant Ecology** 190: 81–95.
- McCLANAHAN, T. R.; WOLFE, R. W. 1987. Dispersal of ornithochorus seeds from forest edges in Central Florida. **Vegetatio**, 71: 107-112.
- MCDONNELL, M. J.; STILES, E. W. 1983. The structural complexity of old field vegetation and recruitment of bird-dispersed plant species. **Vegetatio**, 56: 109-116.
- MELO, V. A. 1997. **Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento, no Estado de Minas Gerais.** 39 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- MILLER, P.M. 1999. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. **Journal of Tropical Ecology** 15: 179–188.
- MORENO, J.A. 1961. **Clima do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre: Secretaria da Agricultura.
- MOTA, F.S. 1951. Estudos do clima do Estado do Rio Grande do Sul, segundo o sistema de W. Köppen. **Revista Brasileira de Geografia** 13(2): 275-284.
- NAROSKY, T. & YZURIETA, D. 1987. **Guía para la identificación de las aves argentinas.** Buenos Aires: Asociación Ornitológica del Plata, Vazquez Mazzini.
- NEPSTAD, D.C.; UHL, C.; PAREIRA, C.A. & SILVA, J.M.C. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. **Oikos** 76: 25-39.
- NUNES, C.C. 2001. **Estudo fitossociológico e análise foliar de um remanescente de Mata Atlântica em Dom Pedro de Alcântara, RS.** 99 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; VILELA, E.A.; CURTI, N. & FONTES, M.A.L. 2004. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary Forest

- of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de Botânica** 27: 685-701.
- PILLAR, V.D. 2004. **MULTIV – software para análise multivariada, auto-reamostragem bootstrap e testes de aleatorização**. Porto Alegre, Departamento de Ecologia, UFRGS.
- PINESCHI, R.B. 1990. Aves como dispersores de sete espécies de *Rapanea* (Myrsinaceae) no maciço do Itatiaia, estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais. **Ararajuba** 1: 73-78.
- RAGUSA-NETTO, J. 2002. Fruiting phenology and consumption by birds in *Ficus calyptroceras* (Miq.) Miq. (Moraceae). **Brazilian Journal of Biology** 62(2): 339-346.
- RATHCKE, B. & LACEY, E.P. 1985. Phenological patterns of terrestrial plants. **Annual Review of Ecology and Systematics** 16: 179-214.
- RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V. & BARROS, L.C. 2004. Tropical rain forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management** 190: 323-333.
- ROSSONI, M.G. 2003. **Fenologia de espécies arbóreas e arbustivas em fragmento de Floresta Ombrófila Densa, município de Dom Pedro de Alcântara, RS – Brasil**. 77 f. Tese (Doutorado em Botânica) - Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- SAULEI, S.M., SWAINE, M.D. 1988. Rain forest seed dynamics during succession at Gogol, Papua New Guinea. **Journal of Ecology** 76: 1133–1152.
- SCHERER, A.; MARASCHIN-SILVA, F. & BAPTISTA, L.R.M. 2007. Padrões de interações mutualísticas entre espécies arbóreas e aves frugívoras em uma comunidade de Restinga no Parque Estadual de Itapuã, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 21(1): 203-212.
- SICK, H. 1997. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- SILVA, W.R.; DE MARCO-JR, J.; HASUI, E. & GOMES, V.S.M. 2002. Patterns of fruit-frugivore interactions in two Atlantic Forest bird communities of South-eastern Brazil: implications for conservation. pp. 423-436. In: D.J. LEVEY; W.R. SILVA & M. GALETTI. (Eds.) **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. New York: CABI Publishing.
- STACHON, E. & ZIMMERMANN, C.E. 2003. Dispersão de sementes e o processo de regeneração de áreas degradadas: o papel de *Ficus organensis* (Miquel) isoladas na paisagem. **Revista de Estudos Ambientais** 5 (1): 56-65.
- STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C. & SCHNEIDER, P. 2002. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS, UFRGS.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1999a. A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo – Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, 59 (2): 239-250.
- TABARELLI, M.; PERES, C. A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, 106: 165-176.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E.A.S. 1988. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology** 76: 663-681.
- VÁZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. 1993. Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. **Annual Review of Ecology and Systematics** 24: 69-87.
- VIEIRA, I.C.G ; UHL, C. & NEPSTAD, D. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a «succession facilitator» in an abandoned pasture, Paragominas, Amazônia. **Vegetatio** 115: 91-99.

- VOSS, W.A. & SANDER, M. 1980. Frutos de árvores nativas na alimentação das aves. **Trigo e Soja** 51: 26-30.
- WHEELWRIGHT, N.T.; HABER, W.A.; MURRAY, K.G; GUINDON, C. 1984. Tropical fruit eating birds and their food plants: a survey of a Costa Rican lower montane forest. **Biotropica** 16: 173-192.
- WILLIS, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia** 33(1): 1-25.

5 SÍNTESE CONCLUSIVA

O estudo do componente herbáceo-subarbustivo e da sinúsia arbórea, bem como da chuva de sementes sob poleiros artificiais, permitiu conhecer as características florísticas, estruturais e dinâmicas de comunidades secundárias de Floresta Atlântica de Terras Baixas, ratificando observações empíricas e científicas sobre a fisionomia e dinâmica nas áreas de estudo desde seu abandono. Além disso, foi possível constatar que o tipo de uso pretérito, as condições edáficas, o sombreamento e a distância de bordas florestais são importantes fatores que afetam a composição, a estrutura e a dinâmica da vegetação, confirmando características gerais da sucessão secundária relatadas em estudos de florestas tropicais.

Considerando as formas de vida, a composição florística e a estrutura fitossociológica, os resultados sobre a vegetação das capoeiras corrobora as descrições de Klein (1980) para a vegetação secundária no sul do Brasil, com algumas diferenças na composição florística que mostraram influências do tipo de uso do solo e da vegetação circundante. Apesar de não terem sido apresentados dados sobre a sinúsia dos arbustos, somente algumas observações pessoais, a fisionomia geral dos arbustos nas áreas, as características do componente herbáceo-subarbustivo e da sinúsia arbórea da comunidade com cinco anos de abandono se enquadram no estágio de ‘capoeirinha’ (Klein 1980) que ocorre entre cinco e 10 anos pós-abandono. A comunidade da área com cerca de 20 anos, se enquadra ainda no estágio de ‘capoeira’ que ocorre após 10 a 15 anos, mas já iniciando a transição para a fase de ‘capoeirão’, sendo que distúrbios eventuais ocorridos na área depois de encerrarem as atividades de cultivo contribuíram para que a sucessão ainda esteja um pouco atrasada para 20 anos de abandono.

As condições edáficas também contribuem muito para a regeneração natural, afetando a riqueza, a diversidade e o processo de sucessão secundária. A respeito disso, embora as duas áreas tenham sofrido uso intenso, uma utilizada por 10 anos com cultivos e outra como pasto por 16 anos, os efeitos das atividades passadas parecem ter sido mais pronunciados sobre as condições do solo na capoeira 20a. Em solos bastante esgotados em nutrientes, espécies rústicas e com alto potencial de invasão se estabelecem formando densos agrupamentos (Klein 1980), destacando-se *Pteridium aquilinum* que é capaz de inibir a sucessão por seus efeitos alelopáticos, afetando outras espécies (Gliessman & Mueller 1978). Sua erradicação é muito difícil devido a seus rizomas longos, fazendo com que a espécie resista a capinas e queimadas (Klein 1980). Na área da capoeira 20a., apenas em uma parte (local levantado) se observa o avanço da sucessão secundária com o estabelecimento de espécies arbóreas, enquanto no restante permanece uma densa cobertura de *P. aquilinum*. Possivelmente suas substâncias

alelopáticas estejam alcançando também o trecho em que foi feito o levantamento, sendo este mais um fator a intervir na sucessão nessa área.

É importante destacar que a sucessão secundária apresenta variações conforme o tipo de uso pretérito das áreas. A regeneração florestal em pastagens abandonadas freqüentemente passa por um período mais prolongado de dominância de gramíneas em comparação com áreas usadas para cultivos agrícolas (Myster 2004). Porém, à medida que arbustos e árvores se estabelecem e crescem, ocorre o sombreamento das gramíneas, levando à redução em sua cobertura. A partir dessa fase, as características gerais da vegetação nas próximas etapas na sucessão secundária são semelhantes, tanto em pastos quanto em cultivos abandonados, incluindo colonização, estabelecimento e crescimento de árvores, aumento em porte diamétrico das árvores, fechamento do dossel, substituição gradual de espécies arbóreas pioneiras por climácicas, colonização do estrato inferior por ervas de interior florestal, etc.

O sombreamento propiciado pelo estrato superior também se revelou importante para o componente herbáceo-subarbusivo e para o componente regenerante da sinúsia arbórea, pois favoreceu a presença de espécies mais tolerantes à sombra, esperando-se que sua importância na estrutura fitossociológica de cada componente aumente ainda mais. Além disso, o estudo do componente herbáceo-subarbusivo mostrou que a distância em relação ao remanescente florestal pode afetar a vegetação já estabelecida, influenciando a colonização por espécies mais típicas de borda ou interior de mata, confirmando observações de outros estudos em que a expansão da vegetação florestal em áreas abertas se dá a partir das bordas (Oliveira & Pillar 2004).

Em relação à chuva de sementes registrada sob os poleiros artificiais, os resultados obtidos atestaram novamente a eficiência dos mesmos para superar a escassez ou ausência de sementes durante a sucessão secundária. A composição e abundância de espécies na chuva de sementes também refletiram o estágio sucessional em que a comunidade secundária se encontra, pois a grande maioria das sementes era de espécies pioneiras e poucas de espécies mais tardias. Em vista disso, é possível prever que, ao menos para os primeiros 20 anos da sucessão secundária, a entrada de sementes mediada pelas aves na capoeira é abundante, não sendo um fator restritivo.

É importante destacar a consequência de efeitos pós-dispersão para a composição e estrutura das comunidades secundárias, tais como predação de sementes e de plântulas por herbívoros, mortalidade e crescimento lento de plântulas e juvenis em função de condições abióticas limitantes, interações bióticas, entre outros. Algumas espécies muito abundantes na chuva de sementes não contribuíram da mesma forma para o componente de regeneração

arbóreo, ou seja, não tiveram alta densidade de plântulas ou juvenis na comunidade. Neste caso destacaram-se *Ficus spp.*, cuja ausência no componente de regeneração se deve ao comportamento hemiepifítico das espécies presentes na área durante seu estabelecimento (Carauta 1989), *Trema micrantha* e *Cecropia glaziovii* que possivelmente tenham sua germinação e estabelecimento afetados por fatores limitantes pós-dispersão. Por outro lado, *Myrsine spp.* 1, possivelmente *M. coriacea*, teve alta participação tanto na chuva de sementes quanto no componente regenerante e no recrutamento observado entre as adultas da capoeira 5a., o que indica que, mesmo com alta abundância de outras espécies na chuva de sementes, *M. coriacea* provavelmente seja a espécie com maior sucesso ao entrar e se estabelecer nessa comunidade.

O estudo da chuva de sementes ornitocóricas confirmou a extrema importância da avifauna para a sucessão secundária em Floresta Atlântica, especialmente de aves de pequeno porte de áreas abertas e bordas, mas que freqüentam também o sub-bosque florestal, buscando frutos cujas sementes são eliminadas em outras áreas. Ressalta-se, todavia, que a entrada de sementes de espécies climáticas típicas de interior de mata, cujos frutos são geralmente de maior tamanho, depende muitas vezes de dispersores de maior porte corporal.

Cordeiro & Howe (2001), ao estudar o recrutamento de árvores zoocóricas em florestas africanas, constataram que a densidade de espécies arbóreas zoocóricas estabelecidas no componente regenerante é reduzida em fragmentos florestais pequenos, em função da diminuição populacional de vários vertebrados frugívoros que habitam essas florestas. Possivelmente, na área de estudo, a dispersão de muitas espécies características do remanescente de Floresta Atlântica para as capoeiras à medida que a sucessão avança será afetada pela presença e abundância de vertebrados de maior porte.

É importante destacar ainda que, ao contrário do que foi constatado para a vegetação já estabelecida, os resultados da chuva de sementes mostram que a regeneração da floresta pode também ser iniciada em núcleos de recrutamento distantes das bordas florestais, em função do padrão de deposição de sementes promovido pelas aves. Nesse caso, indivíduos arbóreos distantes da floresta, atuam como núcleos de recrutamento de sementes (Duarte 2007). Uma vez germinadas e estabelecidas, espera-se que os indivíduos arbóreos jovens contribuam para a formação de agrupamentos arbustivo-arbóreos que irão coalescendo com outros, à medida que plântulas e juvenis vão se desenvolvendo, conforme a teoria da nucleação (Yarranton & Morrison 1974), e assim contribuindo para a reconstituição da floresta.

Considerando que no Rio Grande do Sul existem poucos remanescentes de Floresta Atlântica de Terras Baixas, já que essa é a formação mais afetada pelo desmatamento, sua conservação tem alta importância para a biodiversidade regional. Em vista disso, sugerem-se estudos continuados sobre a sucessão secundária, averiguando-se outros aspectos como o estabelecimento de plântulas, mecanismos de interação entre plantas (competição, alelopatia), eventos pós-dispersão (predação de sementes, dispersão secundária) e um conhecimento maior sobre a fauna potencialmente dispersora, entre outros, gerando subsídios para manejo sustentável, recuperação de áreas degradadas e, conseqüentemente, para a conservação.

5.1 Referências Bibliográficas

- CARAUTA, J.P.P. 1989. *Ficus* (Moraceae) no Brasil: conservação e taxonomia. **Albertoa** 2: 1-365.
- CORDEIRO, N. & HOWE, H.F. 2001. Low recruitment of animal-dispersed trees in Montane African forest fragments. **Conservation Biology** 15: 1733-1741.
- DUARTE, L.S. 2007. **Padrões, processos e mecanismos de nucleação da vegetação lenhosa florestal nos campos do Planalto Nordeste do Rio Grande do Sul**. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- GLIESSMAN, S.R. & MUELLER, C.H. 1972. The phytotoxic potential of bracken, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. **Madrono** 21: 98-108.
- KLEIN, R.M. 1980. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia** 32: 165-384.
- MYSTER, R.W. 2004. Post-Agricultural Invasion, Establishment, and Growth of Neotropical Trees. **The Botanical Review** 70(4): 381-402.
- OLIVEIRA, J.M. & V.D. PILLAR. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. **Community Ecology** 5(2): 197-202.
- YARRANTON, G.A. & MORRISON, R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology** 62: 417-428.