**KWOK CHIU CHEUNG**

# REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS DE FLORESTA ATLÂNTICA NA RESERVA NATURAL RIO CACHOEIRA, ANTONINA, PR

**CURITIBA**

**2006**

# Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

**KWOK CHIU CHEUNG**

# REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS DE FLORESTA ATLÂNTICA NA RESERVA NATURAL RIO CACHOEIRA, ANTONINA, PR

**Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná.**

**Orientadora: Profª. Drª. Márcia Cristina Mendes Marques**

**CURITIBA**

**2006**

*Dedico este trabalho à*

*Minha amada mãe, meu querido filho e minha única e eterna namorada.*

*Nunca houve outro motivo, somente vocês.*

AGRADECIMENTOS

À Prof[a]. Dr[a]. Márcia Cristina Mendes Marques, pelo acompanhamento e revisão do estudo, pela confiança e apoio em todos os momentos... muito obrigado!

À Universidade Católica Dom Bosco – UCDB, pela oportunidade e apoio. Em especial ao Pró-Reitor Acadêmico Pe. Jair Marques pela confiança e credibilidade. Serei sempre grato.

À Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental – SPVS, pelo auxílio e por tornar possível a realização deste trabalho.

À Fundação O Boticário de Proteção à Natureza – FBPN, pelo auxílio e apoio financeiro desta pesquisa.

Ao Professor e amigo Humberto Gonçalves, pela ajuda, pelos conselhos e por mostrar sempre a direção a seguir. Obrigado.

Ao Dr. Ricardo Miranda Britez pela colaboração, pelo auxílio e pelas diversas conversas informais sobre a pesquisa.

À pesquisadora e amiga Marília Borgo pela enorme contribuição na determinação das espécies coletadas.

Ao professores e pesquisadores Dr. Alexandre Uhlmann, Dr. José Marcelo Torezan e Dr. James Roper pela contribuição e revisão deste trabalho.

Aos especialistas consultados para identificação das espécies: Dr. Marcos Sobral (Myrtaceae) e Dr. Renato Goldenberg (Melastomataceae).

Às diversas pessoas que auxiliaram no trabalho de campo, sem as quais seria impossível a coleta de dados. Em especial aos funcionários da Reserva Natural Rio Cachoeira: Vando, Jandir, João Maria, João Pontes, Bira, Davi, Aniel, Matheus, Reinaldo, Paulo, Gilmar, Chico, Zezo, Sebastiana, Reginaldo e Dona Cinira. Tenho a certeza que a maioria deles ficou muito mais feliz do que eu com término da pesquisa.

Aos funcionários da SPVS: Denílson, Edinho, Marcelo, Eliane, Maria Helena, Rafael e Derli, que sempre foram dedicados e atenciosos.

Ao secretário da Pós-Graduação em Botânica e grande amigo José Carlos Teixeira, por toda a atenção e auxílio.

Ao amigo Luís Mantovani pela recepção e acolhida na minha chegada em Curitiba.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Vegetal: Victor, Fernanda, Flora e André.

Aos companheiros de turma e amigos: Guilherme, Cláudio, Sandra, Betina, Vitor, Karla, Thaís, Maria Elisa, Célio, Alberto, Alan, Tatiane, Carolina e Elaine. Por compartilhar todas as etapas e momentos difíceis, assim como as corridas contra os prazos de entrega de relatórios.

Aos grandes amigos que conheci e que por si só justificariam minha estadia em Curitiba: Rodrigo Volpi, Igor Rezende, Dieter Liebsch, Adriano Silva e André Gai. Obrigado pelas risadas, pelos momentos de descontração e por tornar tudo mais fácil.

Àqueles que neste momento fogem à minha memória, mas que, de alguma forma contribuíram, fazendo parte desta história, obrigado!

*“Os verdadeiros amigos são aqueles que estão ao seu lado quando você está errado, pois quando você está correto quase todo mundo estará do seu lado.”*

**Mark Twain**

## SUMÁRIO

**LISTA DE TABELAS**.....viii
**LISTA DE FIGURAS**.....ix
**RESUMO GERAL**…….....….....x
**ABSTRACT**.....xi
**1 INTRODUÇÃO**...……...……..1
1.1 Floresta Ombrófila Densa Atlântica.....2
1.2 Restauração, Regeneração Natural e Resiliência.....5
1.3 Sucessão Ecológica……...……...7
1.4 A Reserva Natural Rio Cachoeira……...……...12
1.5 Caracterização do Problema……..……18
1.6 Referências Bibliográficas…...…...……...21
**2 CAPÍTULO 1.** Regeneração natural em pastagens abandonadas na região da Floresta Atlântica no Sul do Brasil: variações estruturais da vegetação ao longo do tempo.....26
Resumo.....26
Abstract.....26
Introdução.....28
Material e métodos.....32
Resultados.....30
Discussão.....38
Referências bibliográficas.....40
**3 CAPÍTULO 2.** Efeito da biomassa da vegetação herbácea sobre a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas em áreas de Floresta Atlântica no Sul do Brasil.....45
Resumo.....46
Abstract.....47
Introdução.....47
Materiais e métodos .....50
Resultados.....52
Discussão.....56
Referências bibliográficas.....60
**4 CONSIDERAÇÕES FINAIS**.....65

## LISTA DE TABELAS

**CAPÍTULO 1**

**TABELA 1** - Riqueza, abundância e índice de diversidade de Shannon-Weaver das áreas de pastagens abandonadas em antonina - PR, Sul do Brasil.....34

**TABELA 2** -Valores de similaridade de Jaccard (Cj) das áreas de pastagem abandonadas em Antonina – PR, Sul do Brasil.....34

**CAPÍTULO 2**

**TABELA 1 -** Riqueza e origem (exóticas e nativas) de espécies herbáceas e lenhosas das áreas de pastagem com diferentes tempos de abandono em Antonina - PR, Sul do Brasil.....53

## LISTA DE FIGURAS

**INTRODUÇÃO GERAL**

**FIGURA 1 -** Localização geográfica da APA de Guaraqueçaba e fotografia aérea da Reserva Natural Rio Cachoeira, destacando as áreas de pastagens estudadas (A, B, C, D, E). Fotografia referente ao ano de 2002. Imagem cedida pelo LABSIG – SPVS.....13

**FIGURA 2 -** Fotografia aérea das áreas de pastagem estudadas (A= 8 meses de abandono, B= 14 meses, C= 48 meses, D= 50 meses, E= 96 meses) destacando seu entorno. Fotografia referente ao ano de 2002. Imagens cedidas pelo LABSIG – SPVS.....17

**CAPÍTULO 1**

**FIGURA 1 -** Freqüência de arbustos e árvores em relação ao tempo de abandono das áreas em Antonina - PR, Sul do Brasil. Barras vazias=arbustos, barras hachuradas=árvores.....35

**FIGURA 2 -** Modo de dispersão em relação ao tempo de abandono das áreas de pastagem em Antonina – PR, Sul do Brasil.....35

**FIGURA 3 -** Relação da riqueza de arbustos (a) e árvores (b) com o tempo de abandono das áreas de pastagem em Antonina – PR, Sul do Brasil.....36

**FIGURA 4 -** Relação da densidade de arbustos (a) e árvores (b) com o tempo de abandono das áreas de pastagem em Antonina - PR, Sul do Brasil.....36

**FIGURA 5 -** Relação do diâmetro de arbustos (a) e árvores (b) com o tempo de abandono das áreas de pastagem em Antonina – PR, Sul do Brasil.....37

**FIGURA 6 -** Relação da altura de arbustos (a) e árvores (b) com o tempo de abandono das áreas de pastagem em Antonina – PR, Sul do Brasil.....37

**FIGURA 7 -** Variação das médias de riqueza (a) e densidade (b) das áreas de pastagem em Antonina – PR, Sul do Brasil. Barras notadas com a mesma letra são significativamente iguais (teste de Tukey).....38

**CAPÍTULO 2**

**FIGURA 1 -** Freqüência de espécies herbáceas nativas e exóticas das áreas amostradas em Antonina - PR, Sul do Brasil.....53

**FIGURA 2 -** Biomassa média de espécies herbáceas das áreas de pastagem com diferentes tempos de abandono em Antonina - PR, Sul do Brasil. Barras notadas com a mesma letra são significativamente iguais.....54

**FIGURA 3 -** Biomassa de espécies herbáceas nativas (a) e exóticas (b) das áreas de pastagem em Antonina - PR, Sul do Brasil.....54

**FIGURA 4 -** Relação do volume das espécies lenhosas com o tempo de abandono das áreas de pastagem em Antonina – PR, Sul do Brasil.....55

**FIGURA 5 -** Relação entre biomassa de espécies herbáceas nativas e riqueza (a) e densidade (b) de espécies lenhosas; e relação entre biomassa de espécies herbáceas exóticas e riqueza (c) e densidade (d) de espécies lenhosas em áreas de pastagens abandonadas, Antonina -PR, Sul do Brasil.....56

## RESUMO GERAL

A substituição da Floresta Atlântica brasileira por áreas de pastagem, de uso agrícola ou outras atividades antrópicas tem causado um forte impacto sobre este bioma, restando atualmente somente cerca de 5 a 8% de sua cobertura original. Dentre as principais atividades de degradação, a criação de búfalos apresenta o maior grau de impactos negativos, pois ocasiona o desmatamento de grandes áreas e introdução de forrageiras exóticas provocando a degradação e completa descaracterização da área ocupada. Este estudo avaliou os processos de sucessão baseados na regeneração natural que ocorrem em áreas de pastagem abandonadas. Com base nos parâmetros florísticos e estruturais de espécies arbustivas e arbóreas foram descritos os comportamentos sucessionais em pastagens abandonadas há 8, 14, 48, 50 e 96 meses, assim como os principais modos de dispersão dessas áreas. Além disso, avaliou-se a biomassa das espécies herbáceas abordando, de forma comparativa, a biomassa de espécies nativas e exóticas e o efeito dessas espécies introduzidas sobre a regeneração de arbustos e árvores. Nas cinco áreas estudadas foram amostrados 2234 indivíduos (arbustos e árvores), pertencentes a 104 espécies. As famílias com maior riqueza foram Myrtaceae com 21 espécies, Melastomataceae e Euphorbiaceae com 6, seguidas por Fabaceae e Lauraceae com 5. As espécies com maior abundância foram *Miconia cinerascens* (301 indivíduos), *Vernonia beyrichii* (242), *Solanum aspero-lanatum* (260), *Senna multijuga* (204) e *Hyeronima alchorneoides* (139). A abundância e a riqueza de árvores são maiores (68,4% e 91,4%, respectivamente) do que a de arbustos (31,6% e 8,6%, respectivamente). O principal modo de dispersão nas áreas é o zoocórico (67 %), seguido pela dispersão anemocórica (19,4 %), sendo que as espécies autocóricas ocorreram em menor proporção (13,6%). Conforme aumentou o tempo de abandono os parâmetros de riqueza, densidade, altura e diâmetro diminuíram para a comunidade arbustiva e aumentaram para a comunidade arbórea. Mesmo tendo ocorrido incremento dos parâmetros analisados na comunidade arbórea, os baixos valores de riqueza e densidade encontrados nas áreas (principalmente na área com 50 meses de abandono) indicam que existem outros fatores que determinam a regeneração da vegetação nas áreas estudadas. No estudo da biomassa de espécies herbáceas e

lianescentes foram encontradas 59 morfo-espécies sendo que destas, apenas *Brachiaria decumbens, Brachiaria humidicola* e *Hedichyum coronarium* foram identificadas como exóticas. As biomassas das espécies nativas somaram 58%, enquanto as espécies exóticas somaram 42%. A freqüência das espécies exóticas entre as áreas diminuiu conforme aumentou o tempo de abandono da área, enquanto as espécies nativas apresentaram baixas freqüências apenas na área recém abandonada. Tanto a biomassa das espécies exóticas quanto das nativas diminui conforme aumenta o tempo de abandono da pastagem. Nos locais onde ocorrem altas quantidades de biomassa exótica, a riqueza, densidade e volume de espécies arbóreas é menor. Portanto, o estabelecimento e desenvolvimento de espécies arbóreas nas áreas de pastagens estudadas estão diretamente relacionados à biomassa de gramíneas exóticas (principalmente *B. decumbens*). Nessas áreas, os processos sucessionais ocorrem de forma mais lenta porque as espécies exóticas exercem maior efeito competitivo sobre as espécies arbóreas nativas.

## ABSTRACT

Replacing the Brazilian Atlantic Forest by grazing or farming areas, or other anthropic activities, has caused a strong impact on such biome, which nowadays is reduced to just 5 to 8% of its original covering. Among the main degrading activities, buffalo have a greater degree of negative impacts, since it brings about deforestation of big areas and introduces exotic forage that causes degradation and changes the area characterization completely. The present study assessed the succession processes based on the natural regeneration of abandoned grazing areas. The succession behaviors of grazing areas abandoned for 8, 14, 48, 50 and 96 months and the main dispersion modes of those areas were described on the basis of shrub and tree species floristic and structural patterns. Besides that, we assessed the herbaceous species biomass by comparing the native and exotic species biomass with the effect of such species on shrub and tree regeneration. The study selected 2234 samples (shrubs and trees) belonging to 104 species found in the five areas it covered. The richest families

were: Myrtaceae with 21 species, Melastomataceae and Euphorbiaceae with 6 species, and also Fabaceae and Lauraceae with 5 species. The most abundant species were: *Miconia cinerascens* (301 individuals), *Vernonia beyrichii* (242 individuals), *Solanum aspero-lanatum* (260 individuals), *Senna multijuga* (204 individuals) and *Hyeronima alchorneoides* (139 individuals). The trees are more abundant and richer (68.4% and 91.4%, respectively) than the shrubs (31.6% and 8.6%, respectively). Zoochoric is the main dispersion mode (67 %), followed by the anemochoric dispersion (19.4 %) and the autochoric species which occurs in a smaller proportion (13.6%). The longer was the abandon time the lower were the richness, density, height and diameter parameters concerning the shrub community, and the higher were these parameters concerning the tree community. Although the analyzed arborous community parameters were incremented, the low richness and density values found in the study areas (mainly in the 50 month-abandoned area) indicate there are other factors determining vegetation regeneration in those areas. In the study of herbaceous biomass we found 59 morph-species, and among them just the *Brachiaria decumbens*, *Brachiaria humidicola* and *Hedychium coronarium* were considered exotic. The native specie biomasses amounted to 58%, while the exotic species biomasses amounted to 42%. The exotic species frequencies between the study areas decrease as the time the areas ere abandoned increases. The native species frequency is low only in the recently abandoned areas. Both the exotic species and the native specie biomasses decrease as the abandon time of the grazing area increases. The tree richness, density and volume are low in the areas with a great amount of exotic biomass. Thus, the establishment and development of tree species in the study areas are directly connected to the exotic grass biomass (mainly the *B. decumbens*). In such areas the succession process happens slower since the exotic species exerts a great competitive effect on the native tree species.

# 1. INTRODUÇÃO GERAL

A Floresta Atlântica é uma das áreas prioritárias do planeta para a conservação, tendo sido reconhecida e declarada pela UNESCO como Reserva da Biosfera. Grande parte de suas espécies vegetais são endêmicas, não sendo encontradas em nenhum outro local do planeta. Atualmente, o maior remanescente contínuo desse bioma situa-se na Área de Proteção Ambiental -APA- de Guaraqueçaba no estado do Paraná (FERRETI; BRITEZ, 2005).

Após séculos de atividades antrópicas, a Floresta Atlântica foi reduzida a cerca de cinco a oito por cento de sua área original (FRANKLE *et al.*, 2005), e muitas das áreas remanescentes encontram-se fragmentadas e, de alguma forma, alteradas. Nas áreas de preservação ambiental é maior a probabilidade de se encontrar remanescentes florestais em melhor estado de conservação, sob menor impacto e com histórico de uso do solo conhecido (MORAES; PEREIRA, 2003).

Embora diversos pesquisadores e instituições tenham se dedicado a estudos neste bioma, para que o quadro atual de degradação seja minimizado, é necessário aprofundar os conhecimentos sobre a floresta e sua funcionalidade, buscando alternativas que promovam a sustentabilidade dos seus recursos naturais. Assim, é importante que se realizem estudos detalhados sobre os diversos fatores que controlam a regeneração natural e a restauração em seus remanescentes, para que seja possível elaborar propostas concretas de conservação (KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

Desse modo, torna-se prioritário para a Floresta Atlântica o desenvolvimento de medidas que contribuam para sua conservação, como, por exemplo, a regulamentação de leis que disciplinem a ação humana nas áreas de proteção, o aumento do número de unidades de conservação, o aumento da conectividade entre os fragmentos remanescentes, o incentivo a trabalhos que visem conhecer aspectos do funcionamento desses ecossistemas e assim desenvolver técnicas que acelerem o processo de regeneração natural em áreas degradadas (AYRES *et al.*, 2005).

## 1.1 FLORESTA OMBRÓFILA DENSA ATLÂNTICA

A Floresta Atlântica distribuía-se originalmente do norte ao sul do país abrangendo 17 estados brasileiros (S.O.S. MATA ATLÂNTICA, 1998) e incluía tanto as florestas de planície, quanto à cobertura das cadeias montanhosas da Serra do Mar e demais serras associadas a esta, ocupando uma área aproximada de 1,3 milhões de $Km^2$ (JOLY; LEITÃO-FILHO; SILVA, 1991).

A Floresta Atlântica tem como principais características, além de sua grande diversidade biológica e ambiental, árvores de grande porte (até 30m de altura), sub-bosque denso formado por arvoretas, arbustos e ervas, grande desenvolvimento do componente epifítico e abundância de lianas lenhosas (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991).

Essa diversificação ambiental é resultante da interação de múltiplos fatores e constitui um importante aspecto desse bioma, com influência sobre a dispersão e crescimento da flora e fauna (LEITE; KLEIN, 1990). Os mesmos autores destacaram que essa diversificação permite o desenvolvimento de várias formações, cada uma com inúmeras comunidades e associações, constituindo complexa e exuberante coleção biológica.

Assim, ao longo de sua extensão, a Floresta Atlântica, apresenta uma variedade de formações que engloba um diversificado conjunto de ecossistemas florestais com estruturas e composições diferenciadas, acompanhando as características climáticas de cada região onde ocorre (S.O.S. MATA ATLÂNTICA, 1998). Devido a essas variações ambientais extremas, possui uma gama de cenários com extraordinária biodiversidade. Esse bioma é considerado um dos reservatórios de vida mais ricos do planeta, que juntamente com os Andes Tropicais, Madagascar e o Caribe, contêm 60% da diversidade de espécies terrestres (MYERS *et al.*, 2000).

Entretanto, devido ao uso intenso de seus recursos, principalmente pelos setores madeireiro e agropecuário, atualmente restam somente cerca de 7% de sua cobertura original, distribuídos em diversos fragmentos (AYRES *et al.*, 2005). De um modo geral, esses remanescentes encontram-se em estádios de sucessão secundária,

fragmentados, alterados e empobrecidos em sua composição florística (SOUZA *et al.*, 2002). Além disso, muitos deles vêm sendo destruídos antes mesmo que se tenha desenvolvido o pleno entendimento dessa enorme diversidade de ecossistemas e da riqueza imensurável de espécies, associada a uma tão grande complexidade de interação entre os organismos (KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

Os remanescentes de Floresta Atlântica possuem uma importância ambiental muito significativa, pois calcula-se que abrigue 20.000 espécies de plantas vasculares, 620 de aves, 261 de mamíferos, 200 de répteis e 280 espécies de anfíbios (MYERS *et al*., 2000). Além disso, regulam o fluxo dos mananciais, asseguram a fertilidade do solo, controlam o clima regional e o micro-clima local, e protegem as escarpas e encostas das serras da erosão e desmoronamentos (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000).

O maior bloco contínuo que restou da Floresta Atlântica que cobria toda a costa leste do Brasil, está localizado no litoral paranaense e faz parte da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, Antonina, Morretes e Campina Grande do Sul (RODERJAN; KUNYOSHI, 1988). Os 313 mil hectares da APA, embora constituindo uma unidade de conservação (IPARDES, 2001), acabam sendo pouco protegidos em meio às pressões antrópicas e práticas destrutivas.

Áreas ainda hoje bem conservadas estão localizadas basicamente em escarpas muito íngremes ou em altitudes elevadas, onde a prática agrícola ou madeireira se torna inviável, além de outras poucas áreas de preservação ambiental (MORENO; NASCIMENTO; KURTZ, 2003). Atualmente, a Floresta Atlântica brasileira é uma das 15 regiões identificadas mundialmente como *hotspots* (áreas com alta biodiversidade, altas taxas de endemismo e, ao mesmo tempo, com alta pressão antrópica), ocupando, por isso, posição prioritária nos esforços para a conservação da biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000).

Ao longo do tempo a Floresta Atlântica recebeu diferentes denominações, que procuraram traduzir suas principais características, e entre essas destacam-se: Floresta Litorânea (FOURY, 1968); Mata Pluvial Costeira (HUECK, 1972); Floresta Perenifólia Latifoliada Higrófila Costeira (KUHLMANN, 1977); Floresta Pluvial

Tropical Atlântica (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974; JOLY; LEITÃO-FILHO; SILVA, 1991).

De acordo com o IBGE (1992) a Floresta Atlântica compreende um conjunto de tipologias vegetais representado principalmente pela Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional e encraves de campos e brejos de altitude associados a ecossistemas costeiros de restinga e mangues.

O termo Floresta Ombrófila Densa substituiu o termo Floresta Pluvial Tropical e foi proposto pelo IBGE (1992) baseado em grande parte no trabalho de VELOSO *et al.* (1991) visando uma adaptação da vegetação brasileira a um sistema universal. A designação "ombrófila" (amigo das chuvas) deve-se ao fato dessas regiões apresentarem altas temperaturas (médias de 25º C) e elevados índices pluviométricos (acima de 1500 mm por ano) com precipitações bem distribuídas durante todo o ano (IBGE, 1992).

Segundo a classificação do IBGE (1992) a Floresta Ombrófila Densa é subdividida em formações, segundo as variações altitudinais e latitudinais, correspondentes às diferenças ambientais ao longo de um gradiente topográfico:

a) Aluvial: compreende uma formação ribeirinha ou "floresta ciliar" que ocorre ao longo dos cursos de água e, portanto, estão sujeitas a determinados graus de hidromorfia. Não varia topograficamente e sua ocorrência está associada à existência de planícies aluviais.

b) Terras Baixas: apresentam alta susceptibilidade a inundações decorrentes da ascensão do lençol freático durante os períodos mais chuvosos, fatores que determinam uma composição florística e estrutural bastante típica. Corresponde a altitude de:

- 5 a 100 m quando situada entre 4º Lat. N e 16º Lat. S;
- 5 a 50 m quando situada entre 16º Lat. S e 24º Lat. S;
- 5 a 30 m quando situada entre 24º Lat. S e 32º Lat. S.

c) Submontana: compreende áreas situadas nas encostas dos planaltos e serras, possuindo solos medianamente profundos. Ocorre em altitudes que variam de:

- 100 a 600 m entre 4º Lat. N e 16º Lat. S;
- 50 a 500 m entre 16º Lat. S e 24º Lat. S;
- 30 a 400 m entre 24º Lat. S e 32º Lat. S.

d) Montana: apresenta dossel uniforme, variando em torno de 20 metros de altura. Embora sejam observadas diferenciações florísticas, estruturalmente as formações Montana e Submontana são muito semelhantes. Correspondem às comunidades situadas em altitudes de:

- 600 a 2000 m entre 4º Lat. N e 16º Lat. S;
- 500 a 1500 m entre 16º Lat. S e 24º Lat. S;
- 400 a 1000 m entre 24º Lat. S e 32º Lat. S.

e) Alto-montana: constituída por comunidades arbóreas simplificadas e de porte reduzido entre 3 e 7 metros de altura, regidas por condições climáticas mais restritivas como baixas temperaturas, ventos fortes e constantes, além de intensa radiação. Os solos são NEOSSOLOS LITÓLICOS, mais rasos, menos férteis, o que dificulta o desenvolvimento da vegetação arbórea. Corresponde à formação que ocorre nos cumes das altas montanhas ou situada acima dos limites estabelecidos para a formação Montana.

## 1.2 RESTAURAÇÃO, REGENERAÇÃO NATURAL E RESILIÊNCIA

Devido à atual situação da Floresta Atlântica as pesquisas priorizam desenvolver tecnologias que visem à restauração desse bioma (KAGEYAMA; GANDARA, 2003). Os processos de restauração objetivam reconstituir um novo ecossistema o mais semelhante possível ao original, de modo a criar condições de biodiversidade renovável, em que as espécies tenham condições de ser auto-sustentáveis e que a reprodução e diversidade genética em suas populações estejam garantidas (ENGEL; PARROTA, 2003; KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

Desse modo, a restauração busca acelerar o processo de sucessão florestal através do plantio simultâneo de espécies de diferentes grupos ecológicos,

promovendo uma rápida cobertura florestal do solo de áreas degradadas (ALMEIDA, 1998). Nesse contexto, os trabalhos de restauração têm dado maior importância às espécies arbóreas, devido à função que exercem na estrutura da floresta e considerando que fornecem nichos de sombra às espécies arbustivas e herbáceas, assim como sustentam espécies epífitas e lianas (KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

A identificação e ordenação das barreiras que impedem a regeneração natural consistem na primeira etapa dos trabalhos de restauração (ENGEL; PARROTA, 2003). Nesse sentido, nas áreas em estádio inicial de sucessão, onde existam condições naturais para a regeneração da floresta, busca-se facilitar o processo de regeneração natural, sabendo-se que simples medidas corretivas são suficientes para dar continuidade ao processo de restauração (ALMEIDA, 1998).

Cada um dos vários modelos de recuperação de áreas degradadas que têm sido formulados têm sua eficácia condicionada aos fatores de intensidade de degradação, assim como condições climáticas, edáficas e presença de remanescentes de vegetação (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000; KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

Vários trabalhos (por exemplo, KAGEYAMA; CASTRO; CARPANEZZI, 1989; CASTRO JR. *et al*., 1997; DAVIDE; FARIA, 1997; SANTOS; LIMA; MELO FILHO, 1999; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; ARMELIN; MANTOVANI, 2001) destacaram a importância da regeneração natural nos processos de restauração de áreas degradadas da Floresta Atlântica, porque favorece a rápida cobertura do solo e garante a auto-renovação da floresta (BARBOSA *et al*., 2000).

Em geral, as florestas tropicais possuem alta capacidade de regeneração natural, principalmente se estiverem próximas a uma fonte propágulos que não se encontre demasiadamente alterada e se as terras abandonadas não tiverem sido submetidas a um uso intenso (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2002).

Entretanto, no processo de regeneração natural existem fatores que podem interferir e dificultar seu desenvolvimento. O estabelecimento de espécies depende da resiliência, da capacidade de regeneração, da freqüência e nível de perturbação que o ambiente sofre (KAGEYAMA; CASTRO; CARPANEZZI, 1989).

Assim, as interferências humanas em áreas alteradas, buscando restabelecer funções biológicas, estéticas ou funcionais, requerem esforços diferenciados, dependentes dos graus de degradação em que se encontram os ecossistemas envolvidos, e da existência de alguma capacidade de retorno ao seu estado original, ou resiliência (MANTOVANI, 1998).

PIMM (1991) definiu a resiliência como a rapidez com que as variáveis de um sistema retornam ao equilíbrio após um distúrbio, ou como a capacidade de um ecossistema se recuperar de flutuações internas provocadas por distúrbios naturais ou antrópicos. A resiliência é medida em unidades de tempo e quanto menos resiliente, mais frágil é o ecossistema e mais sujeito à degradação (TIVY, 1993 *apud* KAGEYAMA; GANDARA; OLIVEIRA, 2003).

Desse modo, a velocidade de regeneração da floresta tropical depende da intensidade e do tipo da perturbação sofrida (GUARIGUATA; DUPUY, 1997; SOUZA *et al.*, 2002). Quanto maior a intensidade com que uma área foi utilizada, menor a possibilidade de que uma floresta secundária se regenere a partir de processos naturais (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2002).

Embora seja difícil avaliar o quanto um sistema ou comunidade vegetal é resiliente (devido aos processos funcionais e interações da floresta tropical serem, em geral, pouco conhecidos particularmente a longo prazo), a capacidade de regeneração de um sistema após impacto pode refletir a resiliência e servir como ferramenta para estabelecer estratégias e prioridades para sua conservação e restauração (SCARANO, RIOS; ESTEVES, 1998).

## 1.3 SUCESSÃO ECOLÓGICA

O termo sucessão foi proposto pelo naturalista Henry David Thoreau, em 1860, para descrever as mudanças que ocorriam na vegetação através do tempo (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2002). Em 1901, o botânico Henry Chandler Cowles descreveu, pela primeira vez e com riqueza de detalhes, os fatores bióticos e abióticos

que governavam o processo de sucessão vegetal (COWLES[1], *apud* GUARIGUATA; OSTERTAG, 2002).

Baseado nas observações de Cowles, Clements em 1916 (CLEMENTS, 1936) propôs a teoria "holística" de sucessão. De acordo com sua teoria a comunidade vegetal seria um "superorganismo", capaz de dirigir-se (de maneira ordenada, previsível e progressiva) de um estádio inicial simples a outro estruturalmente complexo, estático e em equilíbrio com o ambiente. Segundo seu conceito a sucessão vegetal alcançaria um estádio único, final, unidirecional e, portanto previsível – o clímax. A visão sucessional "Clementsiana" assumiu que mudanças no processo de sucessão necessariamente progrediam em direção ao desenvolvimento de uma vegetação estável e em equilíbrio com o clima regional.

Em oposição às idéias de Clements, GLEASON (1926) desvinculou o conceito de um clímax único, direcional e previsível. Ele propôs que as mudanças que ocorriam na comunidade vegetal, ainda que previsíveis no tempo, não aconteciam de acordo com uma percepção "holística", sendo que eram respostas individuais próprias de cada uma das espécies que constituíam a comunidade vegetal. Assim, desenvolveu uma abordagem baseada na aleatoriedade, caracterizada pelos indivíduos que compõem as comunidades e não na comunidade como um conjunto, desse modo partiu para um princípio policlimácico.

TANSLEY (1935) criticou as idéias de Clements de que todas as mudanças na vegetação em uma determinada região poderiam convergir em direção ao mesmo clímax. Ele argumentou que fatores locais, como tipo de substrato e posição topográfica, poderiam resultar vegetações clímax que diferem daquelas associadas com o clima regional.

Alguns anos mais tarde em 1953, Whittaker uniu a visão de Gleason e Tansley para descrever o clímax como uma vegetação variando continuamente através de uma paisagem que também variava continuamente (GLENN-LEWIN; PEET; VEBLEN, 1992).

---

[1] COWLES, H. C. The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. **Botanical Gazette,** v. 27, p. 95-117, 1899.

ENGLER (1954) definiu a sucessão como o desenvolvimento de um fragmento vegetal através da substituição florística, caracterizando fases complementares aquelas subseqüentes, cada uma sendo ocupada por um grupo de espécies que prepararíam o ambiente para a ocupação seguinte.

ODUM (1976) considerou a sucessão como um processo ordenado de desenvolvimento da comunidade, e até certo ponto passível, de previsão, envolvendo mudanças progressivas no meio físico pelos fatores abióticos, no sentido de aumentar a complexidade estrutural e, assim, alcançar um grau máximo de biomassa e de relações simbióticas dentro da comunidade.

Nesse sentido, um ecossistema em evolução começa por fases pioneiras que são substituídas por uma série de comunidades de maior maturidade até que se desenvolva uma comunidade mais estável e em equilíbrio com as condições locais (BEGON; MORTIMER; THOMPSON, 1996). As substituições das etapas por comunidades relativamente transitórias são denominadas etapas serais, enquanto que à medida que prossegue a sucessão, surgem comunidades mais ajustadas e equilibradas às condições do meio, que são denominadas sere (ODUM, 1976).

CONNELL e SLATIER (1977) resumiram em três modelos os mecanismos que relacionam as conseqüências do desenvolvimento das primeiras para as últimas fases da sucessão:

a) Facilitação: os estádios iniciais facilitam o desenvolvimento dos estádios posteriores contribuindo para os níveis de nutrientes e de água do solo e modificando o microambiente da superfície do solo. As plantas colonizadoras modificam o ambiente a ponto de permitir às espécies de clímax a ocupação do ambiente;

b) Inibição: as espécies de clímax por definição inibem as espécies características dos estádios iniciais: as últimas não podem invadir as comunidades clímax, exceto após a perturbação. Como a inibição está tão relacionada com a substituição de espécies, ela forma uma parte integrante da sucessão ordenada dos primeiros estádios da sere até o clímax;

c) Tolerância: a sucessão conduz a uma comunidade composta por aquelas espécies mais eficientes na exploração dos recursos, presumivelmente mais especializadas em diferentes tipos ou proporções de recursos. O conceito de tolerância realça as habilidades de diferentes espécies em tolerar as condições do ambiente conforme as mudanças sucessionais e minimizar a influência de outras espécies sobre o seu desenvolvimento. Assim, as espécies tolerantes podem excluir outras da sere por competição.

A sucessão ou desenvolvimento de uma sere pode ser considerada primária ou secundária. A sucessão primária ou prissere ocorre quando o processo de formação de uma comunidade vegetal se dá sobre substrato nu, não ocupado anteriormente e prossegue até atingir uma forma estável de vegetação (ODUM, 1976). A sucessão secundária é aquela que ocorre após a destruição ou alteração significativa de uma comunidade pré-existente, ou seja, consistindo na re-estruturação gradual do ecossistema (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Assim, a sucessão secundária é o processo de mudanças que se verifica nos ecossistemas após a destruição parcial da comunidade. Nesse processo, ocorre uma progressiva mudança na composição florística da floresta, iniciada a partir de espécies pioneiras até espécies climácicas (KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

KLEIN (1980) considerou a sucessão secundária como sendo um processo onde um conjunto de comunidades vegetais surge imediatamente após a devastação da floresta ou abandono do terreno cultivado por um período mais ou menos prolongado. Verificou que as comunidades secundárias parecem reconstituir parcial ou totalmente as florestas, passando por uma série de estádios intermediários denominados subsere ou série sucessional.

Para MARGALEF (1986), os tipos de associações secundárias, principalmente nos seus primeiros estádios, dependem de diversos fatores, entre os quais se destacam as condições físicas dos solos e sua fertilidade. Em função disso, existe uma grande variabilidade na constituição desses agrupamentos intermediários.

As últimas etapas de sucessão caracterizam-se por mudanças lentas e pouco acentuadas na comunidade. Do ponto de vista teórico, este último estádio sucessional que se conhece como clímax, tem a capacidade de perpetuar-se por si mesmo e mostrar um equilíbrio entre produtividade e respiração, além de uma grande diversidade e estrutura bem desenvolvida (FOURNIER, 1970).

De um modo geral, os conceitos citados acima remetem a Clements e refletem sua visão de previsibilidade e direcionalidade. Entretanto, a concepção atual considera o modelo de Gleason como o que melhor explica o processo de sucessão vegetal (PICKETT, 1982; CRAWLEY, 1997), sendo que o aparente determinismo que rege o processo de sucessão não é produto da comunidade vegetal como um todo, mas sim uma soma das propriedades de cada uma das espécies (GLENN-LEWIN; VAN DER MAAREL, 1992).

De fato, para compreender o processo de sucessão vegetal é preciso conhecer as características fisiológicas e ecológicas das espécies presentes em cada estádio, assim como as condições abióticas do local (passadas e presentes) e as interações entre as distintas espécies (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2002). Desse modo, a sucessão é influenciada por eventos probabilísticos, pela biologia de suas espécies, pela forma de interagir com plantas e animais e pelos componentes bióticos (vegetação) e abióticos (tipo de solo, clima) do local (CRAWLEY, 1997).

Nesse sentido, os processos de perturbação são extremamente importantes nos sistemas ecológicos e estão relacionados ao início da sucessão e, dependendo da sua intensidade e regularidade, pode interrompê-la ou redirecioná-la (ASQUITH, 2002). Desse modo, uma determinada perturbação tem dimensões de espaço, tempo e magnitude, sendo que a sua dimensão específica terá importantes efeitos na iniciação e resultado da dinâmica da vegetação (GLENN-LEWIN; VAN DER MAAREL, 1992).

Dentro dessa visão moderna, a sucessão vegetal pode ser entendida como um processo espacial que não está em “equilíbrio” e que resulta de processos de perturbação ou de populações sob mudanças nas condições ambientais (GLENN-LEWIN; PEET; VEBLEN, 1992). Assim, as perturbações e respostas às perturbações

são agora reconhecidas como processos naturais que figuram no centro da dinâmica dos ecossistemas florestais (CHOKKALINGAM; DE JONG, 2001).

Desse modo, a sucessão é um processo contínuo, que parte de etapas iniciais nas quais os fatores mais importantes são aqueles que determinam à colonização do local (tipo de substrato, chuva de sementes, banco de sementes, rebrotes), até chegar a etapas mais avançadas onde a habilidade competitiva das espécies e sua tolerância às condições ambientais determinam os padrões de substituição de espécies (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2002).

## 1.4 A RESERVA NATURAL RIO CACHOEIRA

A Reserva Natural Rio Cachoeira localiza-se no município de Antonina, litoral norte do estado do Paraná, sob as coordenadas 25°19’15” S e 45°42’24’’ W e está situada dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba (Figura 1). A APA possui 313 mil ha e engloba em sua extensão continental, costeira e estuarina uma variedade de ambientes (serra do mar, planície costeira, ilhas e manguezais) com enorme diversidade florística e faunística e que se destaca por abrigar considerável número de espécies endêmicas e ameaçadas (IPARDES, 2001).

A Reserva possui 8.600 ha e é uma propriedade privada pertencente à Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental - SPVS. As comunidades do entorno da reserva vivem principalmente da pesca, cultivo de banana, arroz, gengibre, mandioca, hortaliças, dentre outras, e em grandes propriedades a atividade principal é a pecuária (principalmente de búfalos asiáticos) desenvolvida por proprietários que residem em outras regiões (R. M. BRITEZ[2], comunicação pessoal).

[2] Ricardo Miranda Britez, Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental - SPVS, rua Gutemberger, 345 – Batel CEP 80420 – 030, Curitiba – PR.

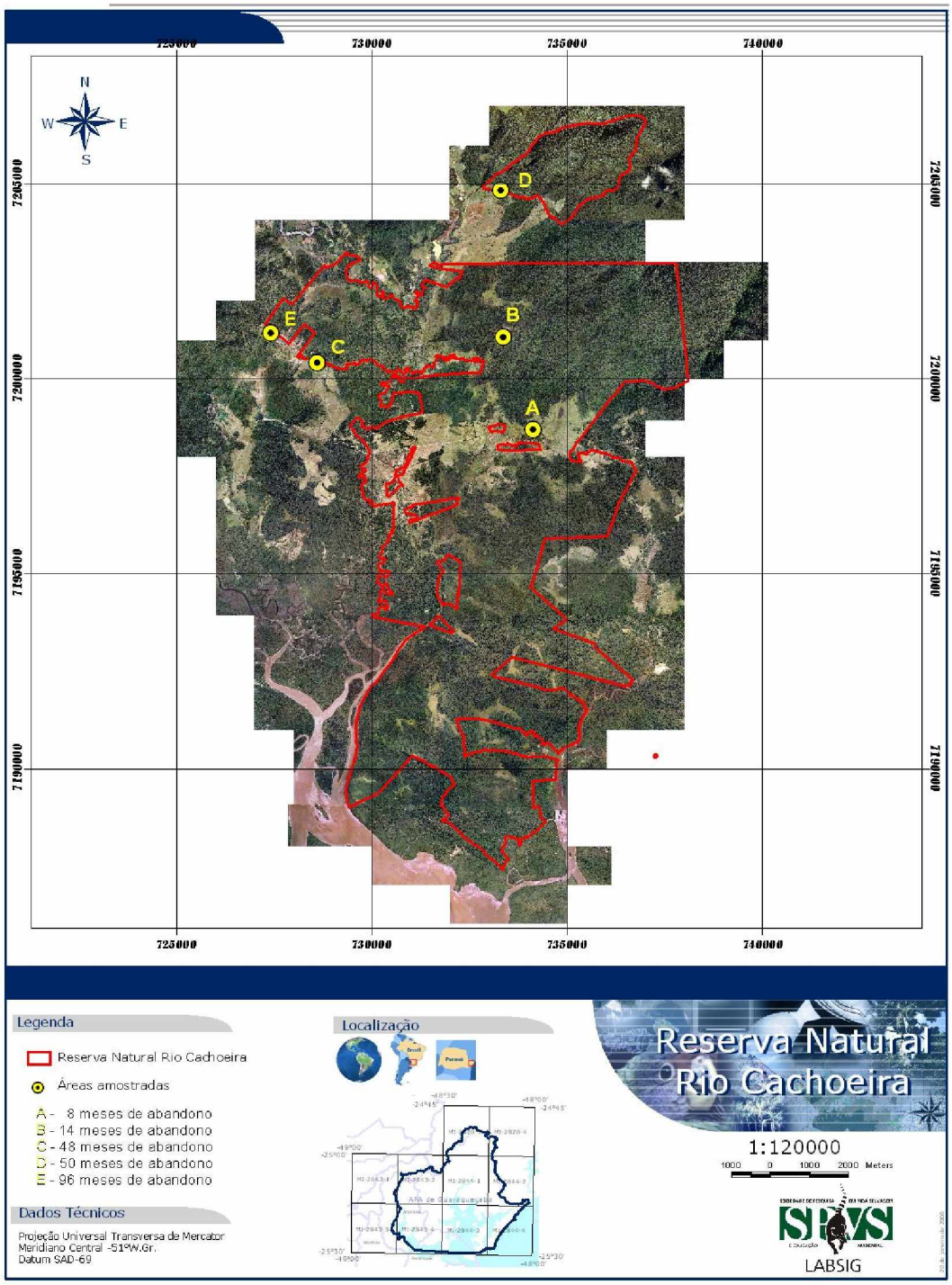



Figura 1. Localização geográfica da APA de Guaraqueçaba e fotografia aérea da Reserva Natural Rio Cachoeira, destacando as áreas de pastagens estudadas (A, B, C, D, E). Fotografia referente ao ano de 2002. Imagem cedida pelo LABSIG – SPVS.

As áreas da Reserva podem ser divididas em dois grandes ambientes: (I) Ambiente de Encosta, que ocupa terrenos de relevo inclinado a partir da planície litorânea numa faixa de altitude de 20 a 600 metros, onde se encontra a Floresta Ombrófila Densa Submontana, assim como a vegetação secundária em diferentes estádios sucessionais; e (II) Ambiente de Planície, onde se desenvolvem as Formações Pioneiras de Influência Flúvio-marinha e Fluvial, Floresta Ombrófila Densa Aluvial e das Terras Baixas, além das formações secundárias associadas (FERRETI; BRITEZ, 2005).

O clima da região, definido por Köppen, é o subtropical úmido mesotérmico (Cfa) nas porções serranas (com temperaturas médias superiores a 18°C nos meses mais frios e 22°C nos meses mais quentes) e chuvoso tropical sempre úmido mesotérmico Af(t) na planície (com temperatura média de 21,1°C). As geadas são pouco freqüentes nas áreas desde o nível do mar até a altitude de 700 m (IPARDES, 2001).

A precipitação anual para a região mostra certa oscilação, variando de 2.000 a 3.000 mm (RODERJAN; KUNYOSHI, 1988), sendo que a média anual registrada na Estação de Antonina é de 2517 mm, com 205 dias de chuva por ano (IPARDES, 2001). As menores precipitações ocorrem no final do outono e inverno, nos meses de abril a agosto, enquanto que os maiores volumes de chuva ocorrem no verão, nos meses de dezembro a março (IPARDES, 2001). A umidade relativa média do ar é de 85%, com pouca variação ao longo do ano.

As principais classes de solo da Reserva Natural Rio Cachoeira, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos são: NEOSSOLOS (NEOSSOLOS FLÚVICOS distróficos - localizados na planície de inundação do rio Cachoeira e de seus afluentes; e NEOSSOLOS FLÚVICOS sódicos – formados por sedimentos de origem flúvio-marinha); GLEISSOLOS (GLEISSOLOS HÁPLICOS e GLEISSOLOS MELÂNICOS que ocupam extensão geográfica considerável nas rampas de colúvio e/ou terraços adjacentes à planície de inundação do rio Cachoeira e seus afluentes, bem como superfícies posicionadas dentro da própria planície); CAMBISSOLOS (CAMBISSOLO HÁPLICO gleico - posicionado próximo à base da encosta,

confrontando com a porção mais elevada da Planície Aluvial; CAMBISSOLO HÁPLICO - localizado em pequenos platôs das encostas e CAMBISSOLO HÚMICO - localizado no terço médio da encosta) e ARGISSOLOS, que estão localizados nas feições correspondentes aos morros localizados entre ou dentro da planície de inundação e a porção serrana do vale do rio Cachoeira (FERRETI; BRITEZ, 2005).

Nas áreas de serras da Reserva, principalmente na porção do meio e alto das encostas, está concentrada a maior porção da Floresta Atlântica em seu estado mais conservado (IPARDES, 2001), constituindo um complexo significativo de Floresta Ombrófila Densa (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991), sendo considerada maior e mais representativo de toda a costa brasileira. Assim, a vegetação da Reserva é representada por um conjunto florestal bastante denso, com elevado número de espécies distribuídas nas diferentes formas de vida (árvores, arbustos, ervas, epífitas, lianas, parasitas e saprófitas) (M. BORGO[3], comunicação pessoal).

As principais tipologias da Floresta Ombrófila Densa encontradas na Reserva são as sub-formações de Terras Baixas, Aluvial, Submontana e pequenos trechos de Montana. Além dessas, na área da Reserva ocorrem as Formações Pioneiras de Influência Fluvial, Marinha e Flúvio-Marinha, tipologias vegetacionais com área de ocorrência menos expressiva. Estas áreas são naturalmente menos ricas em espécies que a Floresta Ombrófila Densa devido aos fatores limitantes impostos pelo ambiente, entre os quais a instabilidade do substrato, a presença constante e/ou periódica de salinidade na água (FERRETI; BRITEZ, 2005).

Em decorrência do uso anterior para atividades agropecuárias, encontram-se também áreas com vegetação secundária, resultantes da interferência humana em trechos com cobertura vegetacional definida, resultando na descaracterização – parcial ou total – da paisagem original. Devido a isso, verificam-se diferentes tipologias variando de acordo com o tempo decorrido da perturbação a que a vegetação original foi submetida: o estádio inicial, intermediário e avançado da sucessão (M. BORGO, comunicação pessoal).

[3] Marília Borgo, Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental – SPVS, rua Gutemberger, 345 – Batel CEP 80420 – 030, Curitiba – PR.

O estádio inicial é caracterizado pela ocorrência de espécies herbáceas e arbustivas pioneiras, com diversidade reduzida, representadas principalmente por espécies heliófitas, tais como gramíneas (*Andropogon bicornis, Brachiaria humidicola, B. mutica, Eragrostis* spp, *Paspalum dilatatum, Panicum* spp - Poaceae) e pixiricas (*Ossaea amigdaloides*, *Leandra* spp, *Miconia* spp – Melastomataceae) e algumas espécies arbóreas de ciclo vital reduzido e crescimento rápido, formando maciços densos.

O estádio médio é caracterizado pela ocorrência de espécies arbustivas e arbóreas pioneiras, com diversidade de espécies ainda reduzida. O estrato arbustivo-herbáceo é bastante desenvolvido, dominado por diversas espécies que por vezes formam densos emaranhados, muitas vezes ocupados por taquarinhas (Poaceae) em conjunto com lianas representadas pelas famílias Sapindaceae, Bignoniaceae e Apocynaceae. Em situações onde se observa o maior desenvolvimento deste estádio sucessional, começam a surgir espécies que também apresentam crescimento rápido, mas com necessidades específicas quanto ao sombreamento e condições edáficas (M. BORGO, comunicação pessoal).

O estádio avançado caracteriza-se por uma maior diversidade de espécies quando comparada aos estádios anteriores, com predominante ocupação do elemento arbóreo formando uma floresta similar à original, com ocorrência predominante de espécies arbóreas pioneiras representadas principalmente por Myrtaceae, Lauraceae (*Ocotea* spp. e *Nectandra* spp.) e Euphorbiaceae (*Alchornea* spp).

Na região da APA de Guaraqueçaba são raros, tanto na planície como nas encostas poucos íngremes, núcleos de florestas primitivas, estes quando existentes, sofreram corte seletivo, visando somente a extração de espécies com maior valor comercial (RODERJAN; KUNIYOSHI, 1988). Da mesma forma, em altitudes superiores a 500 metros, a exploração seletiva aconteceu em grande parte das encostas da serra, onde as condições topográficas são totalmente impróprias para a agricultura.

## 1.5 ÁREAS ESTUDADAS

Os locais específicos do presente estudo caracterizam-se por áreas anteriormente utilizadas para pecuária e apresentam-se em estádios iniciais de regeneração (Figura 2).

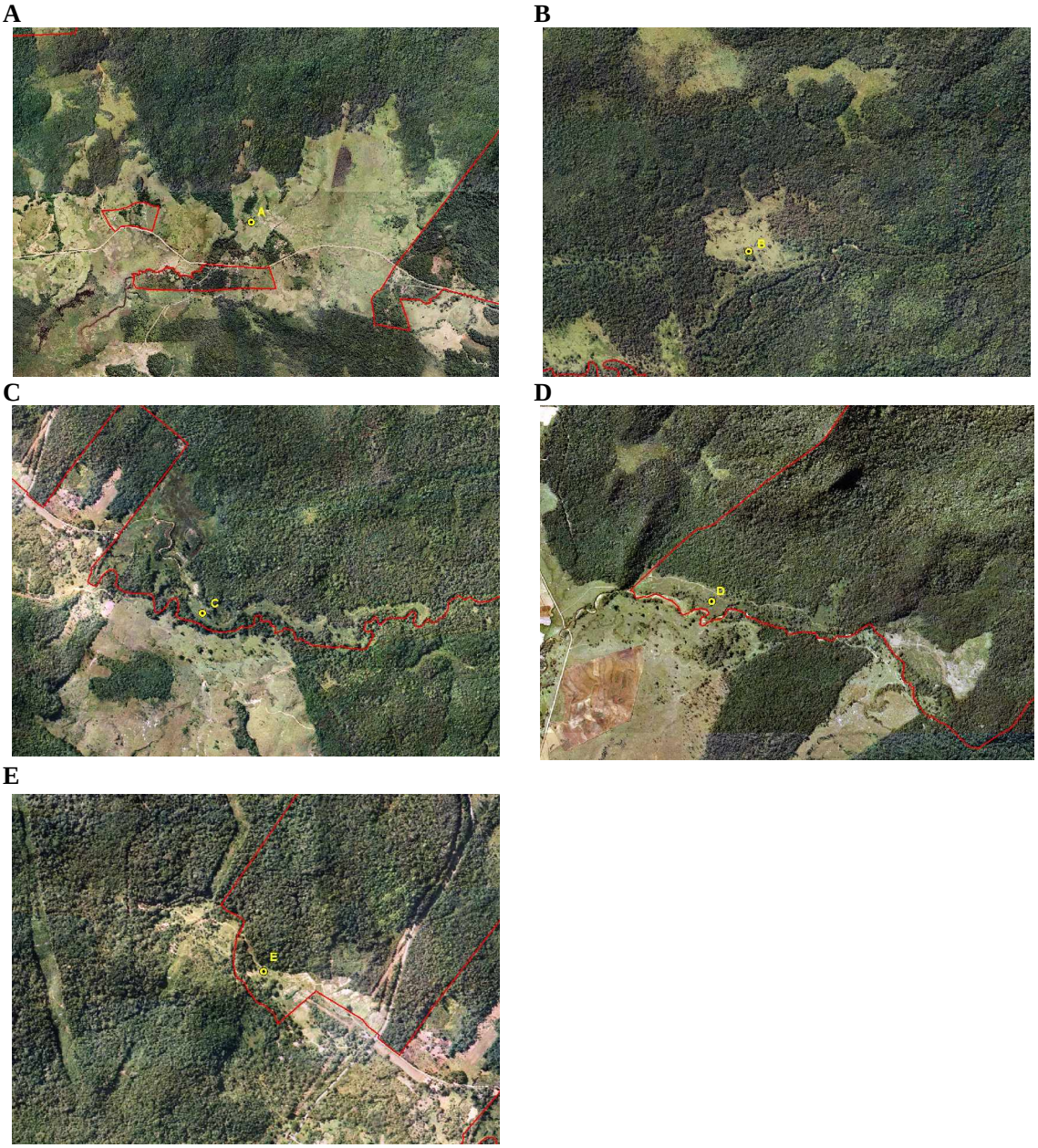



Figura 2. Fotografia aérea das áreas de pastagem estudadas (A= 8 meses de abandono, B= 14 meses, C= 48 meses, D= 50 meses, E= 96 meses) destacando seu entorno. Fotografia referente ao ano de 2002. Imagens cedidas pelo LABSIG – SPVS.

Todas as áreas escolhidas foram submetidas à mesma técnica para implantação da pastagem, ou seja, tiveram toda a cobertura vegetal removida, sofreram mecanização do solo para retirada de raízes (destocamento) e introdução de forrageiras do gênero *Brachiaria*. Estas áreas eram anteriormente cobertas pela Floresta Ombrófila de Terras Baixas variando de 20 a 28 metros acima do nível do mar. Além disso, situavam-se sobre o mesmo tipo de solo (CAMBISSOLOS).

É importante destacar que nenhuma das áreas de estudo encontrava-se isolada e distante de fontes de propágulos, sendo que de um modo geral, estavam igualmente próximas de maciços florestais (Figura 2). Logo, fontes de sementes não constituem um fator limitante para as áreas estudadas. As variações de temperatura e nos índices de precipitação tendem a ser muito baixas devido a pouca distância entre as áreas.

A fisionomia da vegetação era bastante variada, sendo que áreas mais recentes possuíam grande cobertura herbácea (8 meses de abandono) ou denso agrupamento de espécies arbustivas (14 meses) e, áreas abandonadas há mais tempo possuíam indivíduos arbóreos mais desenvolvidos (48, 50 e 96 meses). Mesmo assim, todas as áreas encontravam-se em estádios iniciais de desenvolvimento e de sucessão.

Embora as áreas não possam ser consideradas homogêneas, procurou-se reduzir o número de variáveis (solo, relevo, fontes de propágulos) que poderiam interferir nos processos de sucessão visando verificar quais seriam as mudanças relacionadas a um padrão temporal de desenvolvimento.

## 1.6 CARACTERIZAÇÃO DO PROBLEMA

A substituição da Floresta Atlântica por áreas de pastagem e de uso agrícola ou outras atividades antrópicas tem causado grande perda de biodiversidade, além de outros grandes impactos de difícil recuperação (RODERJAN; KUNYOSHI, 1988). A análise do histórico das atividades desenvolvidas no litoral paranaense revela que o cultivo intenso de banana, a exploração de madeira, a bubalinocultura e a agricultura de subsistência são as principais ocupações da população (IPARDES, 2001).

Embora todas essas atividades tenham um efeito negativo sobre as áreas

naturais da região, a criação de búfalos asiáticos é citada como sendo a de maior grau de impacto negativo (FERRETI; BRITEZ, 2005). O desenvolvimento desta atividade pecuária está associada ao desmatamento de grandes áreas, erosão e queda da qualidade dos recursos hídricos em função do uso inadequado que descaracteriza e degrada a região da planície litorânea do estado do Paraná (GATTI, 2000).

Dentro desse contexto, a Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental – SPVS desenvolve na Reserva Natural Rio Cachoeira, no litoral do Paraná, o "Projeto de Restauração da Floresta Atlântica" que objetiva testar diversos modelos de plantio nas áreas de pastagens recentemente abandonadas e monitorar os processos de regeneração natural em diferentes tipos de ambientes.

Na Reserva, a degradação ocorreu devido à implantação de pastagens para a atividade pecuária, mais precisamente a bubalinocultura. A maior parte da Reserva e suas proximidades sofreu intervenção humana, com exploração seletiva de madeira na base das encostas, e desmatamento nas planícies para instalação de pastagens ou culturas agrícolas (R. M. BRITEZ, comunicação pessoal).

Desse modo, um dos principais desafios do projeto desenvolvido pela SPVS é desenvolver modelos que permitam restaurar as áreas anteriormente ocupadas por pastagens (R. M. BRITEZ, comunicação pessoal) e entender como os processos sucessionais podem efetivamente auxiliar nas iniciativas de restauração da Floresta Atlântica.

Assim, este estudo foi desenvolvido na Reserva Natural Rio Cachoeira com o objetivo de avaliar a regeneração natural em áreas de pastagem com diferentes tempos de abandono. Na dissertação, duas abordagens foram feitas em relação ao processo de regeneração natural e que são apresentadas na forma de dois capítulos.

O capítulo 1 referiu-se aos aspectos da comunidade arbustivo-arbórea e especificamente investigou se existem diferenças na diversidade e estrutura das áreas amostradas em relação ao tempo de abandono. O capítulo 2 abordou a comunidade formada pelas espécies herbáceas e lianescentes, no que se refere à degradação causada pela introdução de gramíneas exóticas (*Brachiaria* spp) em relação às espécies nativas. Para esta comunidade comparou-se as biomassas de espécies exóticas

e nativas buscando verificar se existem diferenças na presença destes dois grupos em relação ao tempo de abandono.

## 1.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS


ALMEIDA, D. S. Recuperação ecológica de paisagens fragmentadas. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 99-104, 1998.

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

AYRES, J. M.; DA FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B., QUEIROZ, H. L.; PINTO, L. P.; MASTERSON, D.; CAVALCANTI, R. B. **Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil.** Belém, PA: Sociedade Civil Mamirauá, 2005.

ASQUITH, N. M. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. In: Guariguata, M. R., Kattan, G. (Eds.), **Ecologia y conservación de bosques neotropicales**. Edicones LUR, México, p. 379-403. 2002.

BARBOSA, A. P., SAMPAIO, P. T. B., CAMPOS, M. A. A., UCHIDA, T., GONÇALVES, C.Q.B. O crescimento de espécies pioneiras e clímax em plantios para recuperação de áreas abandonadas pela agricultura intinerante. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS 4.– SINRAD/SILVICULTURA AMBIENTAL, 2000, Blumenau, SC. **Anais.** Blumenau, SC: Sobrade, 2000. p. 251-261.

BEGON, M.; MORTIMER, M.; THOMPSON, D. J. **Population ecology:** a unified study of animals ad plants. 3ª ed. Cambridge: Blackwell Science, 1996.

CASTRO JÚNIOR, E.; ROCHA LEÃO, O. M.; TURETTA, A. P. D.; CRUZ, E. S.; BALESDANT, F. C.; SENRA, L. C.; COELHO NETTO, L. Estudo da colonização espontânea e resultantes hidro-erosivas em cicatrizes de movimento de massa: cicatriz vista do almirante Parna-Tijuca, RJ. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS 3.– SINRAD, 1997, Ouro Preto, MG. **Anais.** Ouro Preto, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1997. p. 259-273.

CHOKKALINGAM, U.; DE JONG, W. Secondary forests: a working definition and tipology. **International Forestry Review,** v3, n. 1, p. 19-26, 2001.

CLEMENTS, F. E. Nature and structure of the climax. **Journal of Ecology**, v. 24, p. 252-284, 1936.

CONNEL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of sucession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977.

CRAWLEY, M. J. **Plant ecology.** Oxford: Blackwell Science, 1997.

DAVIDE, A.C., FARIA, J. M.R. Revegetação de área de empréstimo da usina hidrelétrica de Camargos (CEMIG). In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS 3. – SINRAD, 1997, Ouro Preto, MG. **Anais.** Ouro Preto, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1997. p. 463-473.

ENGLER, F. E. Vegetation science concepts. I – initial floristic compositions – a factor in an old-field development. **Vegetatio**, v. 4, p. 412-417, 1954.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definição a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P, Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 2-26

FERRETI, A. R.; BRITEZ, R. M. A restauração da Floresta Atlântica no litoral do estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. In: GALVÃO, A. P. M., PORFÍRIO-DA-SILVA. **Restauração florestal:** fundamentos e estudos de caso. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 87-102

FOUNIER, L. A. **Fundamentos de ecologia vegetal.** Costa Rica: Universidade da Costa Rica, 1970.

FOURY, A. P. **As matas do Nordeste brasileiro e sua importância econômica.** II. Recife: SUDENE. Boletim de Recursos Naturais, v. 6, n. 1-4, p. 43-65, 1968.

FRANKLE, C. R.; DA ROCHA, P. L. B.; KLEIN, W.; GOMES, S. L. **Mata Atlântica e biodiversidade.** Salvador: Edufba, 2005.

GATTI, G. A. **Composição florística, fenologia e estrutura da vegetação de uma área em restauração ambiental – Guaraqueçaba, PR**. Curitiba. 2000. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Federal do Paraná.

GLEASON, H. A. The individualist concept of plant association. **Bulletin of Torrey Botanical Club**, v. 53. n. 7. p. 26, 1926.

GLENN-LEWIN, D. C.; VAN DER MAAREL, E. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: GLENN-LEWIN, D. C.; PEET, R. K.; VENBLEN, T. T. **Plant sucession – theory and prediction**. London: Chapman & Hall, p. 11-59, 1992.

GLENN-LEWIN, D. C.; PEET, R. K.; VENBLEN, T. T. **Plant sucession – theory and prediction**. London: Chapman & Hall, 1992.

GUARIGUATA, M. R.; DUPUY, J. M. Forest regeneration in abandoned loggings roads in lowland Costa Rica. **Biotropica**, v. 29, n. 15-28, 1997.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Sucesión secundária. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. H. **Ecologia y Conservacion de Bosques Neotropicales**. 1ª ed. Ediciones LUR, Mexico, p. 591-618, 2002.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul. Ecologia, comportamento e importância econômica.** São Paulo: Poligono, Editora Universidade de Brasília. 1972.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira.** Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro: Manuais Técnicos de Geociências, n. 1, 1992.

IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Zoneamento da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba.** Curitiba: IPARDES. 2001.

JOLY, C. A.; LEITÃO-FILHO, H. F.; SILVA, S. M. O Patrimônio Florístico. In: **Mata Atlântica**. Câmara, I. G. (Ed.). São Paulo: Index/ Fundação S.O.S. Mata Atlântica, 1991.

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

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JR., L.; VALLADARES-PADUA, C.; RUDRAN, R. **Métodos de estudo em biologia da conservação & manejo da vida silvestre.** Curitiba: UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 383-394.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; OLIVEIRA, R. E. Biodiversidade e Restauração da Floresta Tropical. In: KAGEYAMA, P, Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: FEPAF, 2003. p. 29-48.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**. Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues, v. 32, 1980.

KULHMANN, E. A. Vegetação**.** In: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Geografia do Brasil**: **região Sul**. Rio de Janeiro: IBGE, p. 85-110, 1977.

LEITE, P. F., KLEIN, M. R. Vegetação. In: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Geografia do Brasil**: **região Sul**. Rio de Janeiro: IBGE, p. 113-150, 1990.

MANTOVANI, W.; BAIDER, C.; TABARELLI, M. Effects of fragmentations in the Atlantic Rainforest of São Paulo Basin. **Hoehnea**, v. 25, n. 2, p.169-186, 1998.

MARGALEF, R. **Ecologia**. Ed. Omega, Barcelona, 1986.

MORAES, L.F.D.; PEREIRA, T. S. Restauração ecológica em unidades de conservação. In: KAGEYAMA, P, Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 297-305.

MORENO, M. R.; NASCIMENTO, M. T.; KURTZ, B.C. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região do Imbé, RJ. **Acta Botanica Brasilica,** v.17, n. 3, p. 371-386. 2003.

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

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENY, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-845, 2000.

ODUM, E. P. **Ecologia**. México: Interamericana, 1976.

PICKETT, S. T. A. Population patterns through twenty years of old fied sucession. **Vegetatio**, v. 49, p. 45-59, 1982.

PIMM, S. L. **The balance of nature?** Ecological issues in the conservation of species and communities. University of Chicago Press, 1991.

RODERJAN, C. V.; KUNIYOSHI, Y. Macrozoneamento florístico da Área de Proteção Ambiental – APA – Guaraqueçaba. **Série Técnica. FUPEF,** n. 15, p. 53, 1988.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de Florestas Ciliares. In: **Matas Ciliares**: **conservação e recuperação**. Fapesp. 2000. p. 235-247.

RODRIGUES, R. R.; VASCONCELOS, T.N.N.; MONTEIRO, J.R.B.; PAES DE BARROS, L.T.L.; ALBUQUERQUE, L. B.; PINTO, L.P.; BORGES, L.M.K.; TONELLO, V.M.; MARTINS, A.L. **Metodologia para recuperação de áreas degradadas pela agricultura: estudo de caso do rio Brilhante, Jaciara, MT.** Cuiabá, MT: IBAMA, 1996.

SANTOS, L. A. F.; LIMA, J. P. C.; MELLO FILHO, J.A. Corredor ecológico de regeneração natural na floresta nacional “Mário Xavier”. Seropédica, RJ. **Floresta e Ambiente,** v. 6, n. 1, p. 106-117, 1999.

SCARANO, F. R.; RIOS, R. I.; ESTEVES, F. A. Tree species richness, diversity and flooding regime: case studies of recuperation after anthropic impact in brazilian flood-prone forests. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**. v. 24, p. 223-235, 1998.

SOUZA, A. L.; SCHETTINO, S.; JESUS, R. M.; VALE, A. B. Dinâmica da regeneração natural em uma Floresta Ombrófila Densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S. A. Estado Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, v. 26, n. 4, p. 411-419, 2002.

S.O.S. MATA ATLÂNTICA. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995**. São Paulo: Fundação S.O.S., Mata Atlântica, 1998.

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

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetacional concepts and terms. **Ecology,** v. 16, p. 284-307, 1935.

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

## Capítulo 1

# Regeneração natural em pastagens abandonadas na região da Floresta Atlântica no Sul do Brasil: variações estruturais da vegetação ao longo do tempo[4]

**2006**

[4]Artigo preparado de acordo com as normas da revista Plant Ecology

**Palavras-chave:** Sucessão ecológica; Regeneração natural; Resiliência; Floresta tropical.

**Resumo**

A substituição da Floresta Atlântica brasileira por áreas de pastagem, de uso agrícola ou outras atividades antrópicas tem causado um forte impacto sobre este bioma, restando atualmente somente cerca de 5 a 7% de sua cobertura original. Uma das principais maneiras de se restaurar tais áreas é utilizar-se do processo de sucessão ecológica baseado na regeneração natural da vegetação. Assim, este estudo analisou a regeneração natural em cinco áreas de pastagens com diferentes tempos de abandono (8, 14, 48, 50 e 96 meses) com o objetivo de responder as seguintes questões: (1) Existem diferenças na riqueza, densidade, diâmetro e altura entre as cinco áreas amostradas? (2) Há diferenças quanto às proporções de formas de vida (arbusto e árvores) e modos de dispersão das espécies da área? (3) Se (1) e (2) são verdadeiros, as diferenças entre as áreas estão relacionadas ao tempo de abandono? O estudo foi realizado em áreas de Floresta Atlântica de terras baixas, na região sul do Brasil (município de Antonina, estado do Paraná), dentro da Reserva Natural Rio Cachoeira (25°19’15” S e 45°42’24’’ W). Em cada área foram demarcadas 24 parcelas de 5 x 5 m onde foram anotadas as espécies, as medidas de altura e diâmetro da base de todos indivíduos (arbustos e árvores) com altura ≥ 1m. Os resultados indicaram que em pastagens recém abandonadas ocorre a expansão de espécies arbustivas, enquanto as áreas com maior tempo de abandono são dominadas por árvores. Durante o processo de sucessão das áreas de pastagens ocorreu aumento da riqueza e diversidade de espécies arbóreas, do número de espécies zoocóricas e de atributos estruturais como altura e diâmetro dos indivíduos. Entretanto, a análise da regeneração nessas áreas demonstra que o tempo não é o principal fator no desenvolvimento da floresta após perturbação. Este estudo indica que entre os fatores que interferem na regeneração de pastagens, a intensidade de uso e a perda de resiliência constituem as principais barreiras ao desenvolvimento da Floresta Atlântica.

**Key words:** Ecological sucession, Natural regeneration, Resilience, Tropical forest.

**Abstract**

The loss of the Brazilian Atlantic Forest by conversion to grazing or farming areas, or other anthropic activities, has caused a strong impact on such biome, which nowadays is reduced to just 5 to 8% of its original covering. One of the main ways to restore such areas is to use the

ecological succession process based on the vegetation natural regeneration. To that end, the present study analyzed the natural regeneration of five grazing areas with different abandon time (8, 14, 48, 50 and 96 months) aiming at answering the following questions: (1) Are there richness, density, diameter and height differences between the five sampled areas? (2) Are there differences between the proportions of species form of life (shrubs and trees) and dispersion modes in the area? (3) If (1) and (2) are true facts, are the differences between the areas linked to the abandon time? The present study was carried out in the Atlantic Forest lowlands in Southern Brazil (Antonina municipality, in the State of Paraná), within the River Cachoeira Natural Reservation (*sanctuary*) (25°19'15" S and 45°42'24'' W). In each area the study abridged twenty four 5 x 5 m parcels and noticed and collected data on height and diameter of specie individuals (shrubs and trees) up to ≥ 1m. The results indicate that there is expansion of shrub species in recently abandoned grazing areas, while in the longer-time-abandoned areas there is a predominance of trees. During succession there was an increase in tree species diversity and richness, as well as in the number of zoochoric species and individual natural attributes, such as height and diameter. However, the analysis of those areas shows that time is not the main factor contributing to the forest development after its disturbance. The present study indicates that among the factors interfering with the grazing area regeneration, intense use and resilience constitute the main barriers hampering its development.

**Introdução**

A sucessão ecológica tem sido descrita como a principal responsável pela recuperação dos ecossistemas florestais após um distúrbio (e.g. Vieira *et al.*, 1994; Gama *et al.*, 2002). Através desse processo é esperado um aumento gradual e progressivo da biodiversidade local (Kageyama & Gandara, 2003) e das interações entre plantas e animais (Venblen, 1992). Nesse sentido, um ecossistema em evolução começaria por fases pioneiras que seriam substituídas por uma série de comunidades de maior maturidade até o desenvolvimento de uma comunidade mais estável e em equilíbrio com as condições locais (Begon *et al.*, 1996).

Entretanto, essas mudanças temporais na composição e estrutura da comunidade têm sido discutidas por muito tempo, sendo um dos assuntos centrais dentro da ecologia vegetal (Podani *et al.*, 2005). E mesmo que a concepção atual considere a visão de casualidade proposta por Gleason (1926) como a que melhor explique o processo sucessional (Glenn-Lewin & van der Maarel, 1992), muitos pesquisadores consideram as idéias de

direcionalidade e previsibilidade de Clements (1916, 1936) como as que melhor explicam a sucessão.

De fato, há uma grande complexidade em se compreender o processo de sucessão vegetal, sendo que é preciso conhecer características fisiológicas e ecológicas das espécies em cada estádio, assim como as condições abióticas do local (passadas e presentes) e as interações entre as distintas espécies (Guariguata & Ostertag, 2002). Além disso, a sucessão é influenciada por eventos probabilísticos e pelas interações com a fauna local (Crawley, 1997).

Alguns estudos têm observado as mudanças na composição florística e estrutural durante a sucessão em áreas de pastagens (e.g. Aide *et al.*, 1995; Holl, 1999; Holl *et al.*, 2000), buscando entender os processos que controlam a velocidade de recuperação das florestas tropicais e a descrição de modelos e padrões sucessionais (e.g. Tabarelli & Mantovani, 1999; Pascarella *et al.*, 2004).

O estudo de pastagens abandonadas permite a observação de teorias sucessionais e, principalmente, de quais fatores influenciam os processos de sucessão nas regiões tropicais (Zimmerman *et al.*, 2000). A implantação de pastagens envolve uma série de mudanças nas condições ambientais da área, pois estão associadas à remoção total da cobertura vegetal, à introdução de gramíneas exóticas (Parrotta *et al.*,1997), à exaustão do banco de sementes (Gómez-Pompa & Vázques-Yanes, 1981), além de profundas mudanças físicas e químicas do solo (Guggenberger & Zech, 1999). Isso porque o manejo da pastagem compreende queimadas, supressões da vegetação e aragens do solo (Horn, 1980; Villani & Automare, 2004).

Nessas áreas a duração e intensidade de uso da pastagem exercem forte influência em seu desenvolvimento (Asquith, 2002). Entretanto, a alteração da resiliência é o principal fator limitante da recuperação das florestas tropicais (Mantovani *et al.*, 1998). A resiliência é medida em unidades de tempo, sendo definida como a rapidez com que as variáveis de um sistema retornam ao equilíbrio após um distúrbio, ou como a capacidade de um ecossistema se recuperar de flutuações internas provocadas por distúrbios naturais ou antrópicos (Pimm, 1991).

Embora muitas pastagens possam ser utilizadas por muitas décadas (Uhl *et al.*, 1998), em algum momento são abandonadas principalmente devido à redução da produtividade da área ou mesmo mudanças sócio-econômicas (Aide *et al.*, 2000). Uma vez abandonadas, é esperado que nessas áreas o processo de sucessão ecológica, através da regeneração natural, promova o restabelecimento das comunidades vegetais nativas (Metzger,

2003). E que essas mudanças apresentem um padrão temporal em que o aumento da composição florística e estrutural aumentem gradualmente de acordo com tempo de abandono da área.

A conversão de florestas tropicais em áreas de pastagem tem sido uma prática comum nas últimas décadas e constitui uma das atividades de maior degradação e perda de biodiversidade nas regiões tropicais (Kattan, 2002), ocasionando significativas alterações a esses ecossistemas florestais (Cusack & Montagnini, 2004). A Floresta Atlântica brasileira, mesmo sendo uma área prioritária para a conservação (Galindo-Leal & Câmara, 2004) e um dos 25 *hotspots* mundiais (Myers *et al.*, 2000), vem sendo destruída principalmente pela atividade pecuária, juntamente com a agricultura e o setor imobiliário (S.O.S. Mata Atlântica, 1998).

Dentro desse contexto, o presente trabalho avaliou a regeneração natural da comunidade arbustivo-arbórea em áreas de pastagens com diferentes idades, testando se a teoria de sucessão apresenta relação com o tempo de abandono e assim analisou a resiliência da Floresta Atlântica no local. Especificamente investigou-se as seguintes questões: (1) As diferenças florísticas e estruturais (riqueza, densidade, diâmetro e altura) entre as áreas aumentam de acordo com o tempo de abandono das áreas amostradas? (2) As proporções de árvores e espécies zoocóricas seguem um padrão temporal e aumentam proporcionalmente ao tempo de abandono das áreas? Se (1) e (2) são verdadeiros, as diferenças entre as áreas estão relacionadas ao tempo de abandono conforme a teoria de sucessão proposta por Clements?

## Métodos

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado em áreas de Floresta Atlântica de terras baixas, na região Sul do Brasil (município de Antonina, Estado do Paraná), dentro da Reserva Natural Rio Cachoeira (25°19’15” S e 45°42’24’’ W). A Reserva Natural do Cachoeira possui 8600 ha, está localizada na Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba (maior remanescente contínuo da Floresta Atlântica brasileira ) e é uma unidade de conservação de propriedade privada pertencente à Sociedade em Pesquisa e Vida Selvagem e Educação Ambiental – SPVS.

O clima da região, segundo o sistema de classificação de Köppen, é chuvoso tropical sempre úmido (Af), com temperatura média de 21,1°C e pluviosidade anual variando entre 2.000 a 3.000 mm. As menores precipitações ocorrem nos meses de abril a agosto, enquanto

que os maiores volumes de chuva ocorrem no verão, nos meses de dezembro a março. A umidade média do ar é de 85%, com pouca variação ao longo do ano (IPARDES, 2001).

As áreas da Reserva podem ser divididas em dois grandes ambientes: (i) Ambiente de Encosta, que ocupa terrenos de relevo inclinado a partir da planície litorânea numa faixa de altitude de 20 a 600 metros; e (ii) Ambiente de Planície, onde ocorre a Floresta Atlântica de Terras Baixas, além das formações secundárias associadas (Ferreti & Britez, 2005). As principais classes de solo da Reserva Natural do Cachoeira, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos são: NEOSSOLOS, GLEISSOLOS, CAMBISSOLOS e ARGISSOLOS.

A maior parte da Reserva sofreu intervenção humana, com exploração seletiva de madeira na base das encostas e desmatamento nas planícies para instalação de pastagens. As áreas de planície foram alteradas principalmente para o desenvolvimento de atividades agrícolas e pecuárias, sendo que nas grandes propriedades a principal atividade é a criação de búfalos asiáticos (bubalinocultura). Esta atividade vem sendo desenvolvida desde 1962 no estado do Paraná e intensificou-se no litoral paranaense a partir da década de 70 (SPVS, 1992).

Dentre as principais atividades desenvolvidas na região a criação de búfalos apresenta o maior grau de impactos negativos, pois ocasiona o desmatamento de grandes áreas e introdução de forrageiras exóticas provocando a degradação e completa descaracterização da área ocupada (SPVS, 1992). Outro aspecto a ser considerado é a interferência na atividade do solo. A ação do pisoteio dos animais promove a compactação e alteração das propriedades físicas do solo (SPVS, 1992).

Cinco áreas de pastagem abandonadas há 8, 14, 48, 50 e 96 meses foram escolhidas com base em registros fotográficos aéreos da região e no histórico de uso. Os locais de estudo foram alterados e degradados pela bubalinocultura e caracterizados por terem sido submetidos à mesma técnica para implantação da pastagem (retirada da vegetação, mecanização do solo para retirada de raízes e semeadura de forrageiras exóticas do gênero *Brachiaria*). Essas áreas possuem o mesmo tipo de solo (CAMBISSOLOS), eram anteriormente cobertas por Floresta Ombrófila de Terras Baixas e apresentam-se em estádios iniciais de regeneração.

*Métodos*

Em cada área foram demarcadas 12 parcelas de 10 x 10 m, sendo que cada parcela foi dividida em 4 menores, totalizando 48 parcelas de 5 x 5 m, das quais 24 foram sorteadas e

amostradas (600m² em cada área). Para saber se o número de parcelas foi suficiente utilizou-se a curva espécie-área. Para cada indivíduo (arbustivo e arbóreo) com altura ≥ 1m foram anotadas as espécies, as medidas de diâmetro ao nível do solo e altura. Para cada espécie avaliou-se a forma biológica (arbusto ou árvore) e o modo de dispersão (autocóricas, anemocóricas e zoocóricas, de acordo com van der Pijl, 1972).

Além disso, as espécies amostradas foram categorizadas de acordo com suas características ecológicas de regeneração seguindo o critério de Swaine & Whitmore (1988) que classifica as espécies em dois grupos: "pioneiras" que se estabelecem em clareiras e locais com luz plena; "não pioneiras" que se estabelecem em ambientes sombreados, mesmo que em alguns casos podem se estabelecer em locais com luz.

A determinação florística foi feita com base em consulta bibliográfica, comparação com material depositado no herbário da Universidade Federal do Paraná (UPCB) e consulta a especialistas.

*Análise*

Para cada área (8, 14, 48, 50 e 96 meses) foram calculadas a: i) riqueza, ii) densidade, iii) diâmetro, iv) altura e os índices de diversidade de Shannon (H'). As áreas amostradas foram comparadas entre si quanto à florística utilizando o coeficiente de similaridade de Jaccard (Cj). Foram feitas análises de regressão quadráticas (Zar, 1999) para testar se os valores de riqueza, densidade, diâmetro e altura de cada área apresentavam um padrão temporal de acordo com o abandono. As médias de riqueza e densidade de arbustos e árvores foram comparadas através de um ANOVA. Para testar se a densidade e freqüência de árvores aumentavam em relação ao tempo de abandono das áreas utilizou-se o teste $\chi^2$ (Zar, 1999). Para verificar se as proporções de espécies zoocóricas seguem um padrão temporal utilizou-se o teste $\chi^2$. A análise da regressão linear dos parâmetros de riqueza e estrutura indicou se as diferenças entre as áreas são proporcionais ao tempo de abandono. As espécies não identificadas não foram incluídas nas análises quanto aos grupos sucessionais e modo de dispersão.

## Resultados

*Características gerais das áreas*

Nas cinco áreas estudadas foram amostrados 2234 indivíduos, pertencentes a 105 espécies (Anexo 1). As famílias com maior riqueza foram Myrtaceae com 19 espécies, Fabaceae com

10, Melastomataceae e Solanaceae com 6, seguidas por Euphorbiaceae e Lauraceae com 5. As espécies com maior abundância foram *Miconia cinerascens* (301 indivíduos), *Vernonia beyrichii* (242), *Solanum aspero-lanatum* (260), *Senna multijuga* (204) e *Hyeronima alchorneoides* (139).

Na área mais recente (8 meses), *Vernonia beyrichii* foi uma das primeiras espécies a se estabelecer e colonizar logo após o abandono. Nessa área a ocorrência de espécies arbóreas limita-se a raros indivíduos jovens de um número reduzido de espécies.

A área com 14 meses de abandono caracterizava-se pela expansão das arbustivas *Acnistus arborescens* e *Solanum aspero-lanatum* que estavam presentes em quase todas as unidades amostrais, formando densos agrupamentos. Essa área apresentava apenas um estrato, formado por arbustos, ervas, lianas e indivíduos jovens de espécies arbóreas.

Na pastagem abandonada há 48 meses verificou-se que ocorreu o desenvolvimento da comunidade arbórea (desenvolvimento de algumas espécies), não apresentava dossel e muita luminosidade chegava até o solo. As principais espécies foram*: Senna multijuga, Hyeronima alchorneoides, Tibouchina pulchra, Miconia cinerascens, Myrsine coriacea* e *Cecropia pachystachya.*

Os indivíduos arbóreos da área com 50 meses de abandono encontravam-se esparsos e basicamente pertenciam a duas espécies: *Senna multijuga* e *Sapium glandulatum*. Em algumas parcelas ocorreu um denso agrupamento de *Solanum aspero-lanatum.* Além disso, era dominada por gramíneas do gênero *Brachiaria* que cobriam praticamente toda a área formando grande acúmulo de biomassa sobre o solo.

A área com 96 meses de abandono apresentava dossel composto por *Tibouchina pulchra* e *Myrsine coriacea.* Nessa área foi possível observar a presença de um sub-bosque composto basicamente por *Miconia cinerascens*, assim como algumas espécies da família Myrtaceae representadas por poucos indivíduos.

Entre as cinco áreas estudadas o maior número de espécies ocorreu na área com maior tempo de abandono, seguida pelas áreas com 48 e 14 meses. A densidade foi maior nas áreas com 48, 14 e 96 meses, sendo que aquelas com 50 e 8 meses apresentaram menor número de indivíduos. O índice de diversidade de Shannon (H') indicou maiores valores para as áreas com maior tempo de abandono e o menor valor para a área mais recente (Tabela 1).

Tabela 1. Riqueza, abundância e índice de diversidade de Shannon das áreas de pastagens abandonadas em Antonina - PR, Sul do Brasil.

| **Tempo de abandono (meses)** | **8** | **14** | **48** | **50** | **96** |
|---|---|---|---|---|---|
| **Nº de espécies** | 9 | 39 | 38 | 17 | 67 |
| **Nº de indivíduos** | 194 | 627 | 629 | 216 | 569 |
| **H'** | 1,02 | 1,42 | 1,29 | 1,44 | 1,51 |

O índice de similaridade de Jaccard demonstrou que as áreas amostradas distinguem-se em dois grupos: um agrupando as áreas com 48 e 96 meses e outro agrupando as demais, sendo que as áreas com 8 e 50 meses apresentam os maiores valores de similaridade entre si (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de similaridade de Jaccard (Cj) das áreas de pastagem abandonadas em Antonina – PR, Sul do Brasil.

| **Tempo de abandono (meses)** | **8** | **14** | **48** | **50** | **96** |
|---|---|---|---|---|---|
| **8** | * | 23,68 | 9,52 | 30 | 4,16 |
| **14** | * | * | 19,05 | 27,91 | 14,28 |
| **48** | * | * | * | 20 | 19,76 |
| **50** | * | * | * | * | 10,66 |
| **96** | * | * | * | * | * |

*Formas de vida e Modos de dispersão*

Nas áreas de pastagem estudadas a abundância e a riqueza de árvores foram maiores (68,4% e 91,4%, respectivamente) do que a de arbustos (31,6% e 8,6%, respectivamente).

A densidade de arbustos foi maior nas áreas recentemente abandonadas (8 e 14 meses) e a de árvores foi maior nas áreas com 48 e 96 meses ($\chi^2$=1256,98; GL= 4; $P < 0,05$; Figura 1a). A área com 14 meses de abandono apresentou maior número de espécies arbustivas, enquanto que a riqueza de espécies arbóreas foi maior na área com maior tempo de abandono.

As formas biológicas apresentaram diferentes freqüências entre as áreas estudadas ($\chi^2$= 34,97; GL= 4; $P < 0,05$). Os arbustos apresentaram maior freqüência em áreas recentes (08 e 14 meses) enquanto as árvores apresentaram menor freqüência somente na área com 8 meses (Figura 1b).

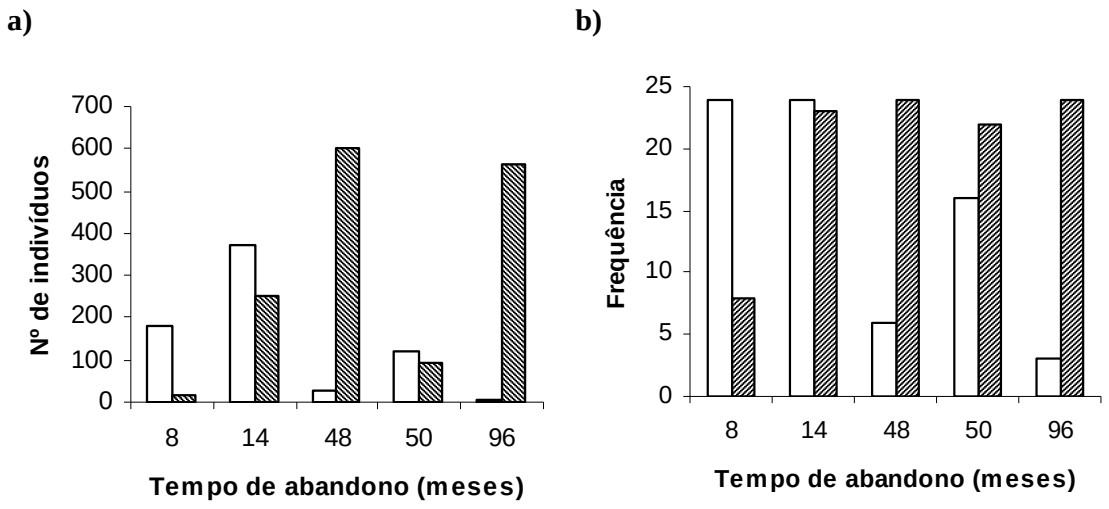



Figura 1.Densidade (a) e Freqüência (b) de arbustos e árvores em relação ao tempo de abandono das áreas em Antonina - PR, Sul do Brasil. Barras vazias=arbustos, barras hachuradas=árvores.

O principal modo de dispersão nas áreas é o zoocórico (67 %), seguido pela disperão anemocórica (19,4 %), sendo que as espécies autocóricas ocorreram em menor proporção (13,6%). A área mais recente (8 meses) caracterizou-se pelo predomínio do modo de dispersão anemocórica, enquanto nas demais áreas predominam os processos zoocóricos ($\chi^2$=689,56; GL= 8; $P$< 0,05; Figura 2).

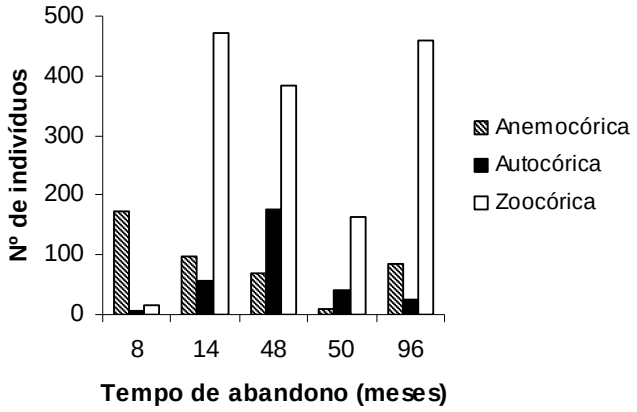



Figura 2. Modo de dispersão em relação ao tempo de abandono das áreas de pastagem em Antonina – PR, Sul do Brasil.

*Variações estruturais de acordo com o tempo*

A riqueza de arbustos diminuiu em relação ao aumento do tempo de abandono da área ($r^2$=0,03; $F_{2,127}$= 3,86; $P$ < 0,05; Figura 3a), enquanto que para as espécies arbóreas houve

aumento da riqueza na área com maior tempo de abandono ($r^2$=0,02; $F_{2,287}$=3,35; $P$ < 0,05; Figura 3b).

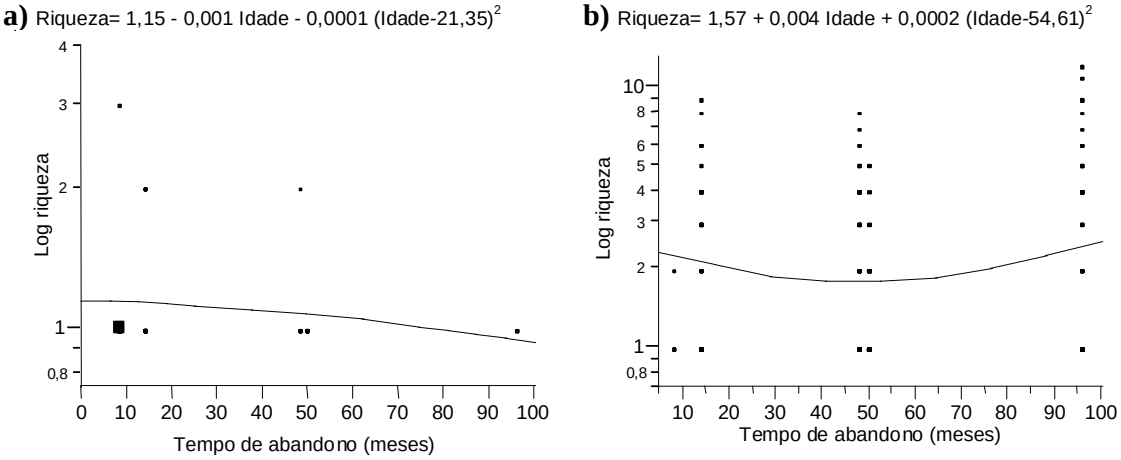



Figura 3. Relação da riqueza de arbustos (a) e árvores (b) com o tempo de abandono das áreas de pastagem em Antonina – PR, Sul do Brasil.

A densidade de arbustos (Figura 4a) diminuiu proporcionalmente ao aumento do tempo de abandono ($r^2$=0,02; $F_{2,127}$= 4,38; $P$ < 0,05), enquanto nas árvores (Figura 4b) a densidade aumentou conforme o tempo de abandono ($r^2$=0,03; $F_{2,287}$= 4,86; $P$ < 0,05).

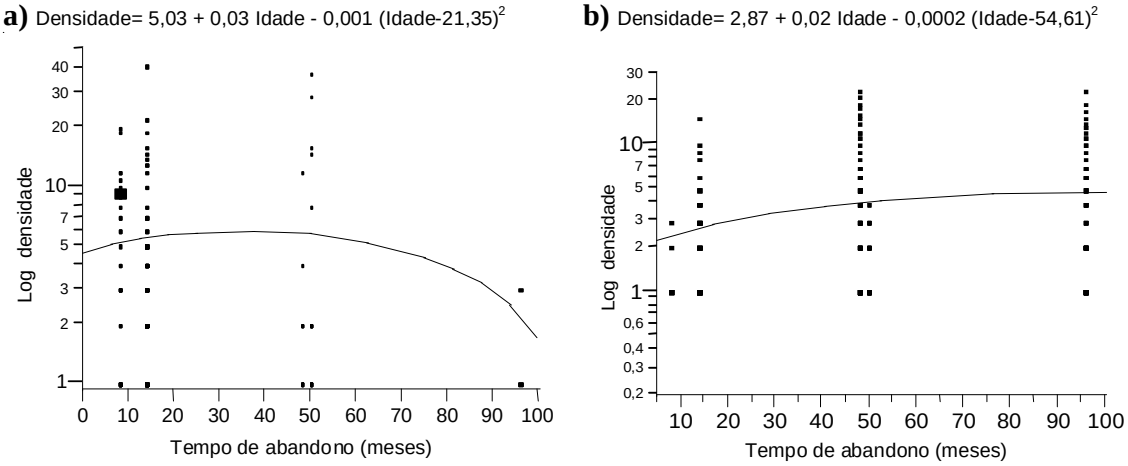



Figura 4. Relação da densidade de arbustos (a) e árvores (b) com o tempo de abandono das áreas de pastagem em Antonina - PR, Sul do Brasil.

Os diâmetros da base das espécies arbustivas diminuíram das áreas mais novas para as mais antigas ($r^2$=0,05; $F_{2,705}$= 20,33; $P$ < 0,05; Figura 5a). As arbóreas apresentaram aumento de diâmetro conforme aumentou o tempo de abandono ($r^2$=0,07; $F_{2,1527}$= 57,97; $P$ < 0,05; Figura 5b).

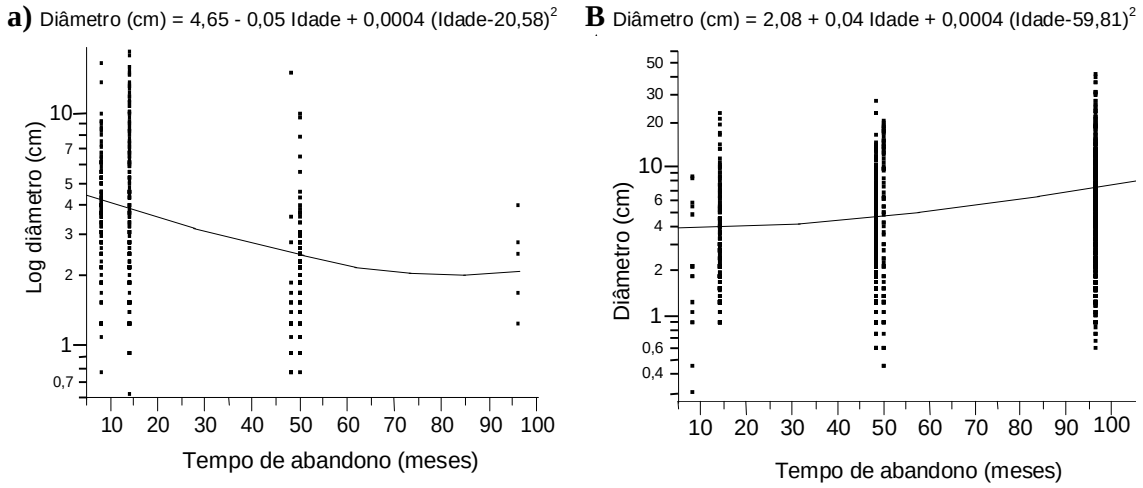



Figura 5. Relação do diâmetro de arbustos (a) e árvores (b) com o tempo de abandono das áreas de pastagem em Antonina – PR, Sul do Brasil.

A altura dos indivíduos arbustivos diminuiu nas áreas com 48 e 50 meses e aumentou na área com maior aumento de tempo ($r^2$=0,02; $F_{2,705}$= 10,80; $P$ < 0,05; Figura 6a). Por outro lado, a altura das árvores aumentou proporcionalmente ao tempo de abandono ($r^2$=0,10; $F_{2,1527}$= 93,76; $P$ < 0,05; Figura 6b).

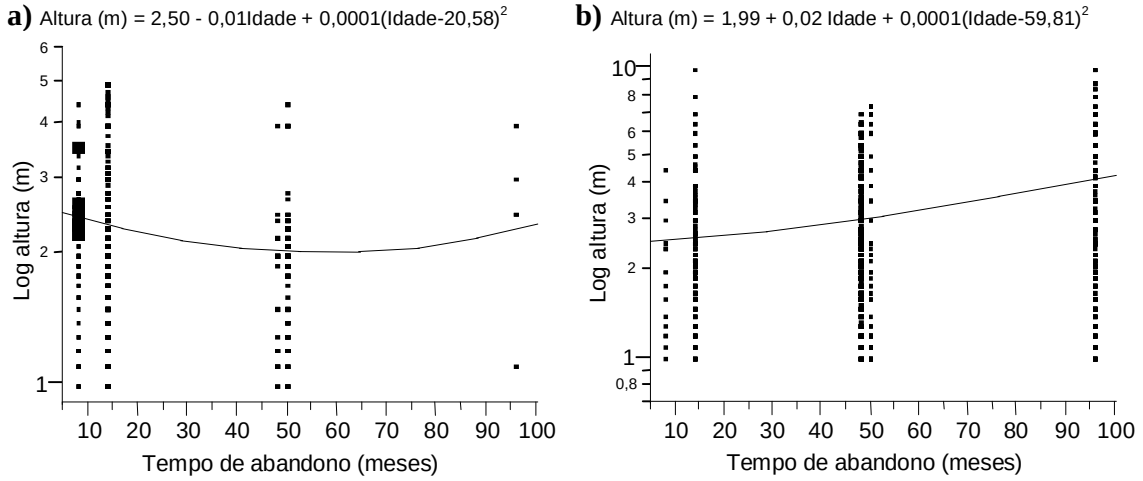



Figura 6. Relação da altura de arbustos (a) e árvores (b) com o tempo de abandono das áreas de pastagem em Antonina – PR, Sul do Brasil.

Não houve diferença nas médias de riqueza e densidade das espécies arbustivas. Entretanto, para as espécies arbóreas a média de riqueza é maior respectivamente nas áreas com 96, 48 e 14 meses de abandono ($r^2$ = 0,03; $F_{4,287}$= 2,55; $P$ < 0,05; Figura 7a). Essas mesmas áreas possuem também as maiores médias de densidade, porém a área com 48 meses tem a maior média ($r^2$ = 0,08; $F_{4,287}$ = 6,69; $P$ < 0,05; Figura7b).

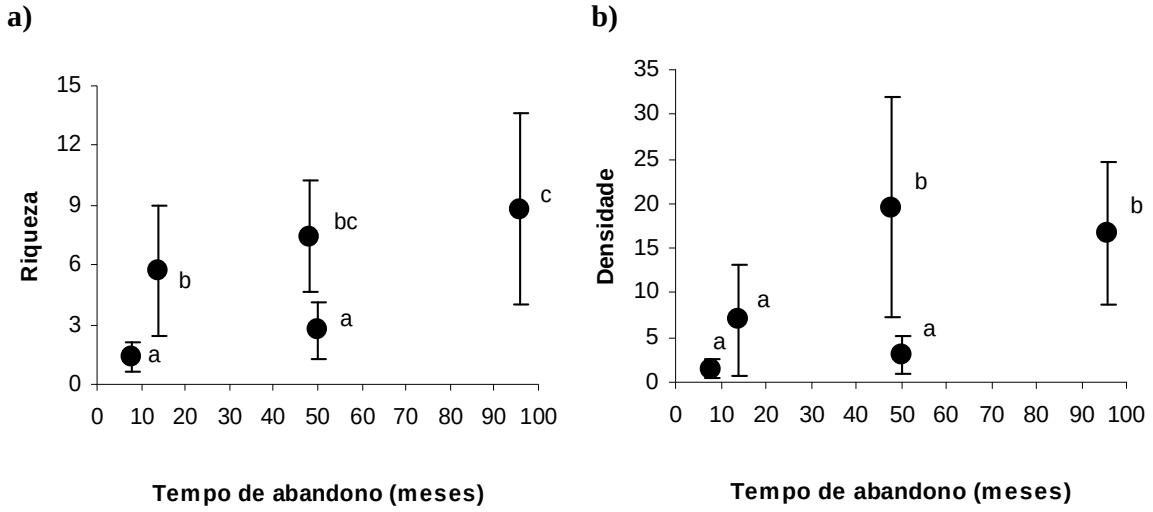



Figura 7. Variação das médias de riqueza (a) e densidade (b) das áreas de pastagem em Antonina – PR, Sul do Brasil. Barras notadas com a mesma letra são significativamente iguais (teste de Tukey)

**Discussão**

Os resultados desse estudo demonstram que embora ocorra aumento de parâmetros florísticos e estruturais ao longo da sucessão, estas mudanças não seguem um padrão temporal de desenvolvimento. Desse modo, durante o processo de sucessão das áreas de pastagens estudadas, existe uma tendência no aumento da riqueza e diversidade de espécies arbóreas, do número de espécies zoocóricas e de atributos estruturais como altura e diâmetro dos indivíduos. Essa tendência tem sido observada durante os processos sucessionais da Floresta Atlântica no Sul (Klein, 1980) e Sudeste (Torezan, 1995; Tabarelli e Mantovani, 1999) do Brasil.

Outra tendência sucessional observada refere-se à composição de espécies e formas de vida ao longo do desenvolvimento das áreas. Nas áreas mais recentes ocorre um grande número de arbustos que nas demais áreas são substituídos por arbóreas de crescimento rápido. Todos os locais estudados caracterizaram-se pela ocorrência de várias espécies pioneiras, sendo que o estabelecimento de tolerantes à sombra (não pioneiras) ocorre somente na área em estádio mais avançado de regeneração (96 meses) onde começam a surgir condições para estabelecimento dessas espécies secundárias.

De um modo geral, mesmo tendo sido observado aumento na riqueza, densidade, diâmetro e altura, os baixos valores encontrados na área com 50 meses de abandono indicam que existem outros fatores associados à regeneração da vegetação. A análise de variância demonstrou que essa área têm médias de riqueza e densidade mais similares aos valores da

área mais recente (8 meses) quando deveria ter características próximas ao local com 48 meses, devido as idades de abandono dessas duas áreas. Embora a área com 50 meses tenha apresentado um resultado diferente do esperado, mesmo excluindo-as das análises, a relação com o tempo de abandono das áreas continua fraca, indicando que o processo de sucessão é fortemente influenciado por características locais de cada área.

Entre os principais fatores que podem estar influenciando o desenvolvimento da área com 50 meses possivelmente as condições do solo sejam limitantes (compactação e disponibilidade de nutrientes) à regeneração de várias espécies ao mesmo tempo em que favorece o estabelecimento de espécies mais persistentes (Pinard *et al.*,2000). Aide *et al* (1995) verificaram que a regeneração em algumas áreas abandonadas de pastagem é mais lenta do que aquelas que ocorrem após outros impactos antrópicos. Nessas áreas existem várias barreiras que interferem na regeneração, como competição com espécies herbáceas, limitação da dispersão e deterioração do solo (Zimmerman *et al.*, 2000; Holl, 2002). Holl (1999) observou que dentre estes fatores, a falta de dispersores é o principal limitante a recuperação das áreas de pastagem.

De um modo geral os trabalhos de cronosequência em pastagens abandonadas (e.g. Uhl *et al.*, 1988; Aide *et al.*, 1995; Holl *et al.*, 2000; Chinea, 2002) têm demonstrado que a intensidade de uso do solo é o principal inibidor da sucessão. Uma vez que a resiliência de um ecossistema é fortemente influenciada pela duração e o tipo de uso dado ao solo (Mantovani *et al*., 1998).

A degradação do solo ocasiona menor produtividade, condições desfavoráveis ao longo do tempo em relação às áreas não perturbadas (Pinard *et al.*, 2000) e perda da fertilidade (Guariguata e Ostertag, 2001). Esses fatores e a forma de perturbação sofrida são os dois principais eixos de organização das comunidades vegetais, pois a capacidade de recuperação da vegetação está relacionada com o histórico e a intensidade de uso do solo (Fynn *et al*., 2005) e manutenção de sua resiliência.

A resiliência das áreas estudadas pode estar sendo influenciada pelo conjunto de ações degradantes vinculados à atividade pecuária (desmatamento, mecanização do solo, queimadas recorrentes e implantação de forrageiras exóticas, principalmente do gênero *Brachiaria*). A substituição da vegetação por pastagens promove no solo uma série de mudanças físicas (perda da estrutura edáfica, maior densidade aparente e perda de porosidade) e químicas (diminuição da matéria orgânica, perda de fertilidade) que interferem diretamente no estabelecimento e desenvolvimento das espécies vegetais (Guariguata e Ostertag, 2002).

A baixa diversidade encontrada em uma determinada área deveria estar associada a um curto tempo de colonização (pouco tempo de abandono da pastagem), quando somente poucas espécies conseguem se estabelecer, produzir propágulos e se dispersar na área (Connell, 1978). Do mesmo modo, quanto maior o tempo pós-distúrbio, maior seria também a diversidade da área se a trajetória sucessional esperada fosse sempre um padrão gradual de incremento de espécies.

Nesse sentido, possivelmente a sucessão em regiões tropicais possa ser um processo imprevisível e fortemente influenciado pelas condições ambientais de cada área (Guariguata & Ostertag, 2002). Ao contrário de regiões temperadas, onde as variações climáticas são bem definidas, as florestas tropicais estão sujeitas a grandes variações de temperatura, umidade e luminosidade ao longo de seu desenvolvimento (Grubb, 1977). Devido a isso, mesmo áreas próximas podem apresentar diferentes condições micro-ambientais que determinam diferentes padrões de vegetação.

Além disso, deve-se considerar que a intensidade de um distúrbio pode inibir, atrasar e alterar a direção dos processos sucessionais (Glenn-Lewin & van der Maarel, 1992). A magnitude de um distúrbio determina quais espécies irão colonizar a área e quais serão os padrões de substituição de espécies (Crawley, 1997). Assim, a composição florística e a velocidade com que um local se recupera após perturbação são influenciadas pelas condições abióticas e também bióticas (Guariguata & Ostertag, 2002).

De acordo com os resultados desse estudo, a teoria de temporalidade e previsibilidade da sucessão proposta por Clements não explica às mudanças apresentadas pelas áreas de Floresta Atlântica estudadas. De fato, características ambientais como as condições de solo, o tipo de interferência e conseqüente alteração da resiliência do ecossistema, são fatores determinantes durante a sucessão das áreas e, devido a isso, pode-se assumir que a dificuldade em se descrever padrões e trajetórias sucessionais reside no fato de que pode não haver uma trajetória sucessional pré-estabelecida.

**Referências Bibliográficas**

Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Herrera, L. Rosario, M. e Serrano, M. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. Forest Ecology and Management 77: 77-85.

Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B. Rivera, L. e Marcano-Vega, H. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. Restoration Ecology 8(4): 328-338.

Asquith, N. M. 2002. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. In: Guariguata, M. R., Kattan, G. (eds.), Ecologia y Conservación de Bosques Neotropicales. Ediciones LUR, México, pp. 379-403.

Begon, M., Mortimer, M. e Thompson, D. J. 1996. Population ecology: a unified study of animals ad plants. 3ª ed. Blackwell Science, Cambridge.

Chinea, J. D. 2002. Tropical forest sucession on abandoned farms in the Humacao Municipality of eastern Puerto Rico. Forest Ecology and Management 167(1-3): 195-207.

Clements, F. E. 1936. Nature and Structure of the Climax. Journal of Ecology 24: 252-284.

Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199: 1302-1310.

Crawley, M. J. 1997. Plant ecology. Blackwell Science, Oxford.

Cusack, D. e Montagnini, F. 2004. The role of native species plantations in recovery of understorey woody in degraded pasturelands of Costa Rica. Forest Ecology and Management 188: 1-15.

Ferreti, A. R. e Britez, R. M. 2005. A restauração da Floresta Atlântica no litoral do estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. In: Galvão, A. P. M., Porfírio-da-Silva, V. (eds.) Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso. Embrapa Florestas, Colombo, pp. 87-102.

Fynn, R. W. S., Morris, C. D. e Kirkman, K. P. 2005. Plant strategies and trait trade-offs influence trends in competitive ability along gradients of soil fertility and disturbance. Journal of Ecology 93: 384-394.

Galindo-Leal, C. e Câmara, I. G. 2004. The Atlantic forest of South America. Biodiversity status, threats, and outlook. Journal for Nature Conservation 12, 252.

Gama, J. R. V., Botelho, S. A. e 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.

Gleason, H. A. 1926. The individualist concept of plant association. Bulletin of Torrey Botanical Club 53(7): 26.

Glenn-Lewin, D. C. e van der Maarel, E. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: Glenn-Lewin, D. C., Peet, R. K., Veblen, T. T. (eds.) Plant sucession – theory and prediction. Chapman & Hall, London, pp. 11-59.

Gomez-Pompa, A. e Vázquez-Yanes, C. 1981. Sucessional studies of a rain forest in Mexico. In: West, D. C.; Shugar, H. H. e Botkin, D. B. (eds.) Forest Sucession – concepts and aplications. Spriger-Verlag, New York, pp. 246-266.

Grubb, P. J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. Biological Reviews 52, 107-145.

Guariguata, M. R. e Ostertag, R., 2001. Neotropical secondary forest sucession: changes in structural and funcional characteristics. Forest Ecology and Management 148: 185-206.

Guariguata, M. R. e Ostertag, R., 2002. Sucesión secundaria. In: Guariguata, M. R. e Kattan, G. H. (eds.), Ecologia y Conservacion de Bosques Neotropicales. 1ª ed. Ediciones Lur, México, pp. 591-618.

Guggenberg, G. e Zech, W. 1999. Soil organic matter composition under primary forest, pasture and secondary forest sucession, Región Huetar Norte, Costa Rica. Forest Ecology and Management 124: 96-104.

Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. Biotropica 31(2): 229-242.

Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V. e Samuels, I. A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. Restoration Ecology 8(4): 339-349.

Holl, K. D. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. Journal of Ecology 90: 179-187.

Horn, H. S. 1980. Some causes of variety in patterns of secondary sucession. In: West, D. C.; Shugar, H. H. e Botkin, D. B. (eds.), Forest Sucession – concepts and aplications. Spriger-Verlag, New York, pp. 25-55.

IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. 2001. Zoneamento da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba. IPARDES, Curitiba.

Kageyama, P. Y. e Gandara, F. B. 2003. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: Cullen JR., L. Valladares-Padua, C., Rudran, R. (eds.) Métodos de estudo em biologia

da conservação e manejo da vida silvestre. UFPR/Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, pp. 383-394.

Kattan, G. H. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismo de extición de especies. In: Guariguata, M. R. e Kattan, G. H. (eds.), Ecologia y conservación de bosques neotropicales. Ediciones LUR, Mexico, pp. 561-587.

Klein, R. M., 1980. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. Sellowia. Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues 32,

Mantovani, W., Baider, C. e Tabarelli, M. 1998. Effects of fragmentations in the Atlantic Rainforest of São Paulo Basin. Hoehnea 25(2): 169-186.

Metzger, J. P. 2003. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: Kageyama, P. Y., Oliveira, R. E., Moraes, L. F. D. e Gandara, F. B. (eds.), Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Fepaf, Botucatu-SP, pp. 50-76.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. e Keny, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853-845.

Parrotta, J. A., Knowles, O. H. e Wunderle Jr., J. M. 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. Forest Ecology and Management 99: 21-42.

Pascarella, J. B., Aide, T. M. e Zimmerman, J.K. 2004. Short-term response of secondary forest to hurricane disturbance in Puerto Rico, USA. Forest Ecology and Management 199: 379-393.

Pimm, S. L. 1991. The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities. University of Chicago Press, Chicago.

Pinard, M. A., Baker, M. G. e Tay, J. 2000. Soil disturbance and post-logging forest recovery on bulldozer paths in Sabah, Malaysia. Forest Ecology and Management 130: 213-225.

Podani, J., Csontos, P., Tamás, J. e Miklós, I. 2005. A new multivariate approach to studying temporal changes of vegetation. Plant Ecology 181: 85-100.

S.O.S. Mata Atlântica. 1998. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995. Fundação S.O.S. Mata Atlântica, São Paulo.

SPVS – Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental. 1992. Plano integrado de conservação para a região de Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. SPVS, Curitiba.

Swaine, M. D. e Whitmore, T. C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. Vegetatio 75: 81-86.

Tabarelli, M. e 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.

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. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Uhl, C., Buschbacker, R. e Serrão, E. A. S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia I. Patterns of plant sucession. Journal of Ecology 76: 663-681.

van der Pijl, L. 1972. Principles of dispersal in higher plants. Springer-Verlag, Berlim.

Veblen, T. T. 1992. Regeneration dynamics. In: Glenn-Lewin, D. C., Peet, R. K. e Veblen, T. T. (eds.) Plant sucession – theory and prediction. Chapman & Hall, London, pp. 152-187.

Vieira, I. C. G., Uhl, C. e Nepstad, D. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'sucession facililator' in an abandoned pasture, Paragominas, Amazônia. Vegetatio 115: 91-99.

Villani, J. P. e Automare, G. B. B. A. 2004 importância da regularização fundiária na recuperação da cobertura florestal do Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Santa Virgínia - São Paulo, SP. IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais. Curitiba, pp. 288-297.

Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. 4 ed. Prentice Hall, New Jersey.

Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B. e Aide, T. M. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. Restoration Ecology 8(4): 350-360.

## Capítulo 2

# Efeito da biomassa da vegetação herbácea sobre a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas em áreas de Floresta Atlântica no Sul do Brasil[5]

**2006**

[5] Artigo preparado de acordo com as normas da revista Forest Ecology and Management

**Resumo**

A pecuária constitui uma das atividades mais degradativas da Floresta Atlântica brasileira. Em geral, para a implantação de pastagens, grandes extensões de florestas tropicais são desmatadas e submetidas à introdução de gramíneas exóticas como forrageiras. Este estudo analisou as variações de biomassa das espécies herbáceas em pastagens abandonadas há 8, 14, 48, 50 e 96 meses, com o objetivo de verificar as relações entre a presença de espécies herbáceas exóticas e a regeneração natural de espécies nativas lenhosas. Buscou-se responder as questões: (1) Existem diferenças nas biomassas médias das partes aéreas de espécies herbáceas nativas e exóticas entre as cinco áreas? (2) Existem diferenças na freqüência das espécies herbáceas exóticas e espécies nativas entre as cinco áreas? (3) Existe relação entre a biomassa herbácea de espécies nativas e exóticas, o volume de espécies lenhosas e o tempo de abandono dessas áreas? (4) A biomassa das espécies herbáceas (nativas e exóticas) exerce efeito negativo sobre a riqueza, densidade e volume de espécies lenhosas? O estudo foi realizado em áreas de Floresta Atlântica de terras baixas, na região Sul do Brasil (município de Antonina, estado do Paraná), dentro da Reserva Natural do Cachoeira (25°19’15” S e 45°42’24’’ W). Foram identificadas as espécies e medidas a altura e diâmetro de todos os arbustos e árvores com altura ≥ 1m em 24 parcelas de 5 x 5 m. A biomassa das partes aéreas de espécies herbáceas foi amostrada em 24 parcelas de 1m². Os resultados mostraram o aumento da biomassa herbácea logo após o abandono e sua diminuição ao longo do tempo. A freqüência de espécies exóticas entre as unidades amostrais diminuiu conforme aumentou o tempo de abandono. A biomassa das espécies herbáceas nativas diminuiu nas áreas com 48 e 50 meses e aumentou na área com maior tempo de abandono. A biomassa de espécies herbáceas exóticas diminuiu proporcionalmente ao aumento do tempo de abandono das áreas. O volume de espécies lenhosas aumentou conforme o aumento do tempo de abandono das áreas. A regeneração de espécies lenhosas está relacionada de forma negativa com a biomassa de espécies herbáceas nativas e exóticas. As espécies de gramíneas exóticas dificultam a regeneração natural, competem por recursos com espécies arbóreas e podem alterar a estrutura das comunidades nativas. Pode-se concluir que os processos de sucessão ecológica nas áreas de pastagem estudadas são fortemente limitados pela presença de gramíneas exóticas.

**Palavras-chave:** Espécies exóticas; Espécies nativas; Sucessão; Competição; Inibição.

**Abstract**

Cattle raising is one of the most degrading activities impacting on the Brazilian Atlantic Forest. Large areas of tropical Forest are deforested and submitted to plantation of exotic grasses such as forage. Aiming at checking the relations between the existence of exotic herbaceous species and natural regeneration of native wood species, the present study analyzed the herbaceous specie biomass variation in grazing areas which have been abandoned for 8, 14, 48, 50 and 96 months' period. It sought to find answers to the following questions: (1) Are there differences between the medium biomasses of exotic and native herbaceous species aerial parts in the five study areas? (2) Are there differences between the frequency of the exotic and native herbaceous species in the five study areas? (3) Is there a relation between exotic and native herbaceous biomasses, wood specie volume and period of time the area was abandoned? (4) Does the herbaceous biomass (native and exotic) have a negative effect on the wood species richness, density and volume? The present study was carried out in the Atlantic Forest lowlands in Southern Brazil (Antonina municipality, in the State of Paraná), within the River Cachoeira Natural Reserve (25°19'15" S and 45°42'24'' W). The study identified the species in twenty four 5 x 5 m-parcels and measured the height and diameter of all shrubs and trees up to ≥ 1m high. The biomass of the herbaceous aerial parts was sampled in 24 1m²-parcels. The results showed herbaceous biomass increased just after the area was abandoned and decreased as time went by. The frequency of the exotic species samples decreased as the time the areas were abandoned increased. The native herbaceous biomass decreased in the 49 and 50 month- abandoned-areas and increased in the areas abandoned for a longer time. The wood species volume increased as the period of time the areas were abandoned increased. The wood species regeneration is related negatively with the exotic and native herbaceous biomass. The exotic grass species hamper natural regeneration as they compete with the tree species for resources and may also change the native community structure. By the aforementioned study results, we can infer that the ecological succession process in the studied gazing areas is strongly limited by the presence of exotic grasses.

**Key words:** Alien species, Native species, Sucession, Competition, Inhibition.

## 1. Introdução

A conversão da Floresta Atlântica brasileira em áreas de pastagens, de uso agrícola ou para outras atividades antrópicas tem causado um forte impacto sobre esse bioma. Devido à

exploração excessiva de seus recursos, atualmente restam cerca de 5 a 7% de sua cobertura original (S.O.S. Mata Atlântica, 1998). A substituição dessas florestas em áreas de uso antrópico constitui um dos principais problemas à conservação da biodiversidade (Pimm e Raven, 2000). Grandes extensões de florestas tropicais têm sido convertidas em áreas de uso agropecuário (Aide *et al*. 2000).

A pecuária constitui uma das atividades mais degradantes dos ecossistemas florestais (Kaimowitz, 2002) devido ao tipo de manejo dado ao solo e por provocar a perda de interações ecológicas importantes principalmente entre animais e plantas (Holl, 1999). Nessas áreas são introduzidas gramíneas exóticas que dificultam a regeneração natural porque são competidoras bastante eficientes (Moraes e Pereira, 2003) e, por isso, constituem um dos principais fatores que impedem a sucessão em pastos abandonados (Holl, 2000).

Em geral, para a implantação de pastagens, ocorre à remoção total da vegetação, aragens do solo e a completa descaracterização da área (Hetch, 1993). Essas atividades e a introdução de espécies exóticas nas áreas de pastagem têm sido descritas como principais responsáveis pela degradação e completa alteração das florestas tropicais (Guariguata e Ostertag, 2002).

A invasão de ecossistemas terrestres por plantas exóticas é um das principais responsáveis pelas mudanças globais, com considerável potencial para causar impactos significativos na composição de espécies e funcionamento dos ecossistemas das comunidades nativas (Mack *et al.*, 2000). Esses impactos têm ocorrido ao nível de ecossistema (através da alteração de regimes hidrológicos e de incêndios, mudanças no ciclo de nutrientes e do aumento da erosão do solo), ao nível de comunidades (através do declínio e perda de fontes alimentares, declínio de plantas nativas e refúgios para fauna nativa) e ao nível de espécies (através de extinção local de plantas nativas) (Meyer e Lavergnet, 2004).

É importante ressaltar que, no caso de pastagens, as espécies exóticas (gramíneas provenientes da África) são introduzidas intencionalmente para alimentação do gado. De um modo geral, várias espécies de gramíneas são importantes forrageiras nas regiões tropicais (Dias-Filho, 2000) e no Brasil ocupam atualmente em torno de 40 milhões de hectares, principalmente devido à sua excelente adaptabilidade a solos pobres (Miles *et al.*, 1996).

Embora essas forrageiras exóticas sejam importantes para o desenvolvimento econômico do país, o seu uso em larga escala contribuiu de modo significativo para descaracterizar os hábitats nativos devido a sua extrema capacidade de adaptação e resistência (Soffiati Neto, 1998). Se uma área é ocupada por espécies herbáceas de cobertura intensa, tais

como *Brachiaria* spp, a situação é mais complexa, uma vez que as plantas de espécies arbóreas, que ali irão se estabelecer, precisam disputar espaço, nutrientes e luz (Nepstad *et al.*, 1996).

A rápida taxa de crescimento, a morfologia e disposição foliar dessas gramíneas, além da deposição de grossa camada de suas folhas mortas, reduzem a disponibilidade de luz ao nível de solo, o que dificulta o estabelecimento e o desenvolvimento de sementes e plântulas de indivíduos lenhosos (Vieira e Pessoa, 2001). Desse modo, essas gramíneas possuem alta capacidade de colonizar solos degradados, cobrindo-os e incorporando grande quantidade de matéria orgânica e esse crescimento agressivo compromete o desenvolvimento inicial das espécies arbóreas (Davide e Faria, 1997; Davis *et al.*, 1998).

As gramíneas exóticas podem afetar a sobrevivência e o crescimento de indivíduos arbóreos de diferentes modos incluindo o sombreamento, competição por água e nutrientes, além de alelopatia ou mesmo por alterar a abundância e atividade de herbivoria (Holl, 2002). Outra característica que deve ser considerada é a grande resistência que essas espécies de forrageiras apresentam em relação à ação do fogo e conseqüente aumento do domínio destas após as queimadas (Vieira e Pessoa, 2001). Essa característica confere grande vantagem em relação às espécies nativas não adaptadas para resistir a queimadas (Soffiati Neto, 1998).

De um modo geral, os processos sucessionais em áreas de pastagem podem ser influenciados pela expansão dessas forrageiras exóticas, porque elas dificultam a regeneração natural de espécies arbóreas (Carpanezzi, 2005). Assim a sucessão ecológica que ocorre nessas áreas (sucessão secundária) tende a ser mais lenta, devido às limitações impostas pelo uso intenso do solo (Guariguata e Ostertag, 2002).

Devido a isso, vários estudos têm observado os processos de sucessão buscando restaurar áreas de pastagens invadidas e degradadas por gramíneas exóticas (*Brachiaria* spp) utilizando como base a regeneração natural (e.g. Aide *et al.*, 1995; Holl, 1999; Otero-Arnaiz *et al.*, 1999; Aide *et al.*, 2000). Apesar disso, estudos que abordem os efeitos dessas gramíneas exóticas sobre a regeneração natural na Floresta Atlântica são escassos ou mesmo inexistentes.

Assim, este trabalho analisou as variações de biomassa das espécies herbáceas em pastagens com diferentes tempos de abandono, com o objetivo de testar as idéias de sucessão ecológica. Especificamente verificaram-se as seguintes questões: (1) A biomassa média de gramíneas diminui conforme aumenta o tempo de abandono das áreas? (2) Ocorre aumento da freqüência de espécies herbáceas nativas em relação ao tempo? (3) Existe relação entre a

biomassa herbácea (espécies nativas e exóticas), o volume de espécies lenhosas e o tempo de abandono dessas áreas? (4) A biomassa das espécies herbáceas (nativas exóticas) exerce efeito negativo sobre a riqueza, densidade e volume de espécies lenhosas?

## 2. Material e métodos

### *2.1. Área de estudo*

O estudo foi realizado em áreas de Floresta Atlântica de terras baixas, na região Sul do Brasil (município de Antonina, Estado do Paraná), dentro da Reserva Natural Rio Cachoeira (25°19'15" S e 45°42'24'' W). A Reserva Natural Rio Cachoeira possui 8600 ha, está localizada na Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba (maior remanescente contínuo da Floresta Atlântica brasileira ) e é uma unidade de conservação de propriedade privada pertencente a Sociedade em Pesquisa e Vida Selvagem e Educação Ambiental – SPVS.

O clima da região, segundo o sistema de classificação de Köppen, é chuvoso tropical sempre úmido (Af), com temperatura média de 21,1°C e pluviosidade anual variando entre 2.000 a 3.000 mm. As menores precipitações ocorrem no final do outono e inverno, nos meses de abril a agosto, enquanto que os maiores volumes de chuva ocorrem no verão, nos meses de dezembro a março (IPARDES, 2001). A umidade média do ar é de 85%, com pouca variação ao longo do ano.

As comunidades do entorno da Reserva vivem principalmente de atividades agrícolas e pecuárias, sendo que em grandes propriedades a principal atividade é a criação de bufálos asiáticos (bubalinocultura). Essa atividade é desenvolvida na região desde 1970 e foi intensificada devido às premissas de que esses animais (originários do continente asiático) possuem características favoráveis para sua criação no litoral e poderiam constituir uma atividade perfeita de viabilização econômica das propriedades (SPVS, 1992). Devido a isso, a vegetação da Reserva foi bastante alterada no passado, principalmente as formações de Terras Baixas, que em grande parte foram substituídas por forrageiras devido à implantação de pastagens.

Dentre todas as atividades desenvolvidas na região, a bubalinocultura apresenta o maior grau de impactos negativos. Por ser uma atividade que necessita de grandes áreas, proporciona enormes desmatamentos principalmente nas margens de rios, visando o acesso dos animais (SPVS, 1992). Além disso, promovem a completa alteração da flora local pela implantação de forrageiras e também da fauna, devido a perda de hábitat e fontes de

alimentos. Outro aspecto a ser considerado é a interferência na atividade do solo pela ação do pisoteio constante que, por conseqüência, compacta e altera a estrutura física e mesmo química do solo (SPVS, 1992).

Neste estudo, cinco áreas de pastagem abandonadas há 8, 14, 48, 50 e 96 meses foram escolhidas com base em registros fotográficos aéreos da região e no histórico de uso. Os locais escolhidos foram alterados e degradados pela bubalinocultura e caracterizados por terem sido submetidos à mesma técnica para implantação da pastagem (retirada da vegetação, mecanização do solo para retirada de raízes e semeadura de forrageiras exóticas do gênero *Brachiaria*). Essas áreas possuem o mesmo tipo de solo (CAMBISSOLOS), eram anteriormente cobertas por Floresta Ombrófila de Terras Baixas, estão próximas a fragmentos remanescentes e apresentam estádios iniciais de regeneração.

*2.2. Métodos*

Em cada área foram demarcadas 12 parcelas de 10 x 10 m, sendo que cada parcela foi dividida em 4 menores, totalizando 48 parcelas de 5 x 5 m, das quais 24 foram sorteadas e amostradas. Para o estudo da biomassa do estrato herbáceo foi demarcada em cada uma das 24 parcelas sorteadas, uma sub-parcela de 1m², sempre alocadas na mesma posição (vértice da parcela). Para saber se o número de parcelas foi suficiente utilizou-se a curva espécie-área.

Todos os indivíduos (ervas e lianas) dentro das parcelas foram coletados, sendo cortados ao nível do solo (somente partes aéreas dos indivíduos). Posteriormente foram separados por espécies e desidratados em estufa a 60°C por 48 horas. Após a secagem, a biomassa aérea total de cada uma das áreas foi pesada em uma balança analítica. Os indivíduos coletados foram separados em morfo-espécies, as quais foram separadas em nativas ou exóticas (considerando a lista de espécies exóticas do Brasil – Instituto Horus, 2006).

Para avaliação da regeneração de espécies lenhosas, utilizaram-se as 24 parcelas de 5 x 5 m (600 m² em cada área). Nessas parcelas foram anotadas as espécies e as medidas de altura e diâmetro da base de todos os indivíduos arbustivos e arbóreos com altura ≥ 1m. A partir dos dados de altura e diâmetro calculou-se o volume de cada indivíduo estudado, segundo a fórmula: volume = $d^2 . h . 0,4$; onde: h = altura; d= diâmetro e 0,4 é o fator de correção (Tilki & Fisher, 1998).

A determinação florística das espécies lenhosas foi feita com base em consulta bibliográfica, comparação com material depositado no herbário da Universidade Federal do Paraná (UPCB) e consulta a especialistas.

*2.3. Análise dos dados*

Para cada área foram calculadas as biomassas das partes aéreas (total e média) das espécies herbáceas e o volume das lenhosas. Para testar se biomassa média diminuiu conforme aumenta o tempo de abandono da área utilizou-se uma ANOVA (com teste de Tukey *a posteriori*). Para testar se a freqüência das espécies herbáceas nativas aumentava em relação ao tempo nas áreas estudadas utilizou-se um teste $\chi^2$.

As relações entre tempo de abandono das áreas de pastagem e os valores de biomassa das espécies exóticas e nativas foram testadas através de uma regressão quadrática (Zar, 1999). Para testar se as espécies herbáceas exercem efeito sobre a regeneração de espécies lenhosas, foram calculadas análises de regressão quadráticas entre os valores de biomassa (espécies exóticas e nativas) e os parâmetros de riqueza, densidade e volume de árvores e arbustos.

**3. Resultados**

Nas cinco áreas estudadas foram encontradas 59 morfo-espécies herbáceas, as quais em maioria (95%) eram espécies de ocorrência local (Tabela 1). Apenas *Brachiaria decumbens* (Poaceae), *Brachiaria humidicola* (Poaceae) e *Hedichyum coronarium* (Zingiberaceae) foram identificadas como exóticas.

A freqüência de espécies herbáceas exóticas entre as áreas foi maior nas áreas com 8 e 50 meses de abandono, enquanto as espécies nativas ocorreram em todas as parcelas das áreas, excetuando-se a área mais nova ($\chi^2 = 15{,}15$; GL = 4; $P < 0{,}05$; Figura 1). Apenas três espécies lenhosas exóticas (*Psidium guajava*, *Morus nigra* e *Citrus limon*) foram identificadas em todas as áreas amostradas.

Para a comunidade lenhosa foram amostrados 2234 indivíduos, pertencentes a 104 espécies (Anexo 1). As espécies lenhosas com maior abundância foram *Miconia cinerascens* (301 indivíduos), *Vernonia beyrichii* (242), *Solanum aspero-lanatum* (260), *Senna multijuga* (204) e *Hyeronima alchorneoides* (139). As áreas recém abandonadas (8 e 14 meses) são ocupadas por espécies arbustivas como *Vernonia beyrichii*, *Solanum aspero-lanatum* e *Acnistus arborescens*, enquanto que os locais com maior tempo de abandono (48, 50 e 96

meses) são dominados por árvores (*Senna multijuga, Hyeronima alchorneoides* e *Tibouchina pulchra*).

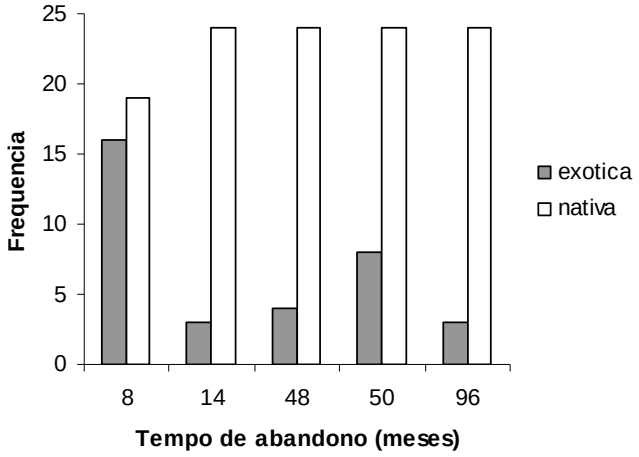



Figura 1. Freqüência de espécies herbáceas nativas e exóticas das áreas amostradas em Antonina - PR, Sul do Brasil.

Tabela 1. Riqueza e origem (exóticas e nativas) de espécies herbáceas e lenhosas das áreas de pastagem com diferentes tempos de abandono em Antonina - PR, Sul do Brasil.

| **Tempo de abandono (meses)** | **8** | **14** | **48** | **50** | **96** | **Total** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Espécies herbáceas nativas** | 17 | 31 | 34 | 23 | 19 | 56 |
| **Espécies herbáceas exóticas** | 1 | 2 | 3 | 2 | 1 | 3 |
| **Total** | 18 | 33 | 37 | 25 | 20 | 59 |
| **Espécies lenhosas nativas** | 8 | 38 | 38 | 16 | 67 | 103 |
| **Espécies lenhosas exóticas** | 1 | 3 | - | 2 | - | 3 |
| **Total** | 9 | 39 | 38 | 17 | 67 | 101 |

*3.1. Biomassa e volume das áreas*

As biomassas das espécies nativas somaram 58%, enquanto as espécies exóticas representaram 42% da biomassa total amostrada. A pastagem com oito meses de abandono foi dominada por duas espécies de gramíneas (a exótica *Brachiaria decumbens* e uma espécie nativa do gênero *Paspalum*) que cobriam praticamente todo o solo. As biomassas das duas espécies juntas representaram 88,4% da encontrada na área, sendo que o restante (11,6%) distribui-se entre outras 16 espécies presentes.

Nas demais áreas observaram-se uma diminuição da biomassa total de herbáceas e uma mudança nas espécies dominantes. Enquanto as áreas mais novas apresentaram várias espécies de gramíneas exóticas (8 e 14 meses), a área com maior tempo de abandono apresentou como espécies dominantes, nativas pertencentes ao gênero *Calathea* (Marantaceae) e várias espécies de Pteridófitas. As áreas tiveram diferentes médias de

biomassa exótica ($r^2$=0,15; $F_{4,222}$= 9,92; $P$ < 0,05) e nativa ($r^2$=0,17; $F_{4,826}$= 43,59; $P$ < 0,05), sendo que as áreas com 8 e 50 meses de abandono tiveram maior média de biomassa de espécies exóticas e as espécies nativas apresentaram maiores valores médios nas áreas com 8 e 96 meses (Figura 2).

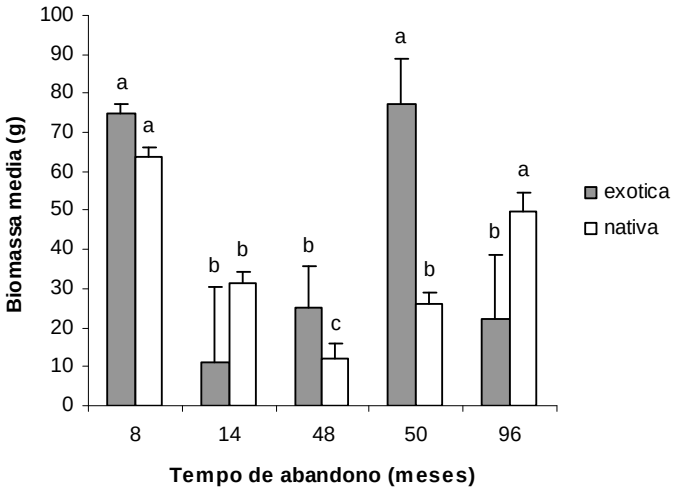



Figura 2. Biomassa média de espécies herbáceas das áreas de pastagem com diferentes tempos de abandono em Antonina - PR, Sul do Brasil. Barras notadas com a mesma letra são significativamente iguais.

A biomassa de espécies herbáceas nativas diminuiu nas áreas com 48 e 50 meses e aumentou na área com maior tempo de abandono ($r^2$=0,12; $F_{2,826}$= 60,56 $P$ < 0,05; Figura 3a). Para as espécies herbáceas exóticas a biomassa diminuiu conforme aumentou a idade da área ($r^2$=0,07; $F_{2,222}$= 8,83; $P$ < 0,05; Figura 3b).

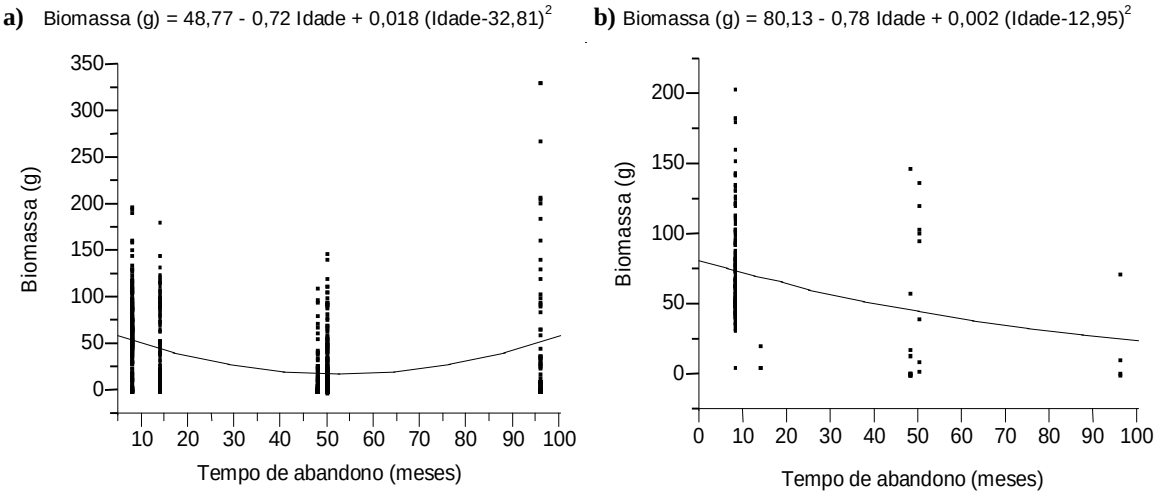



Figura 3. Biomassa de espécies herbáceas nativas (a) e exóticas (b) das áreas de pastagem em Antonina - PR, Sul do Brasil.

O volume das espécies lenhosas aumentou proporcionalmente ao tempo de abandono das áreas ($r^2$=0,53; $F_{2,119}$= 66,96 $P$ < 0,05; Figura 4).

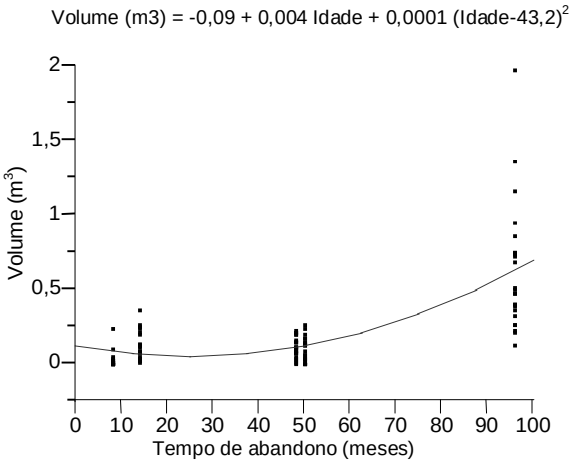
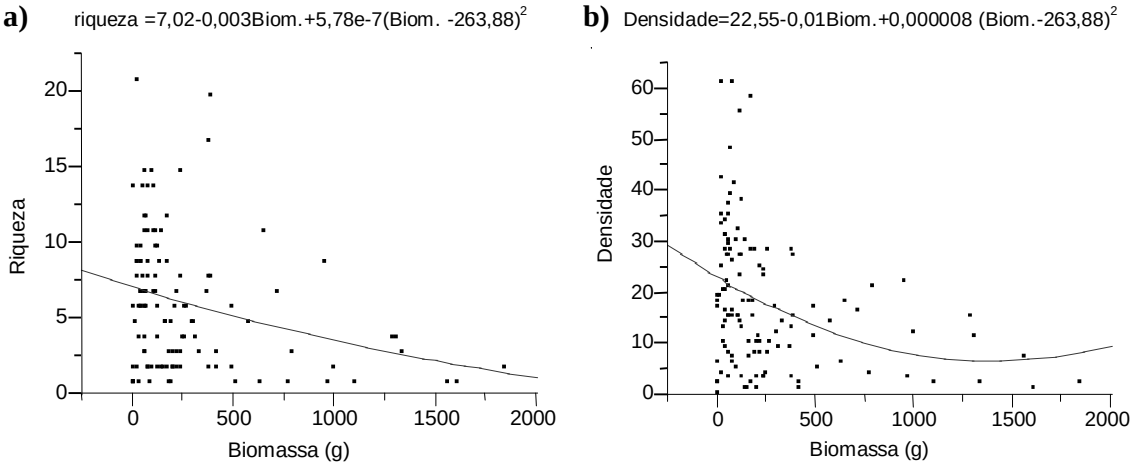



Figura 4. Relação do volume das espécies lenhosas com o tempo de abandono das áreas de pastagem em Antonina – PR, Sul do Brasil.

*3.2. Relação entre biomassa herbácea e regeneração natural de espécies lenhosas*

A biomassa de espécies nativas e exóticas exerce efeito negativo sobre a vegetação lenhosa. Nos locais onde a biomassa herbácea de espécies nativas apresenta maiores valores a riqueza ($r^2$=0,07; $F_{2,119}$= 4,92; $P$ < 0,05) e densidade ($r^2$=0,11; $F_{2,119}$= 7,61; $P$ < 0,05) de lenhosas são menores (Figura 5a e 5b). Do mesmo modo, a riqueza ($r^2$=0,12; $F_{2,119}$= 8,71; $P$ < 0,05) e densidade ($r^2$=0,08; $F_{2,119}$= 5,48; $P$ < 0,05) de lenhosas são menores onde a biomassa de espécies exóticas é maior (Figura 5c e 5d).



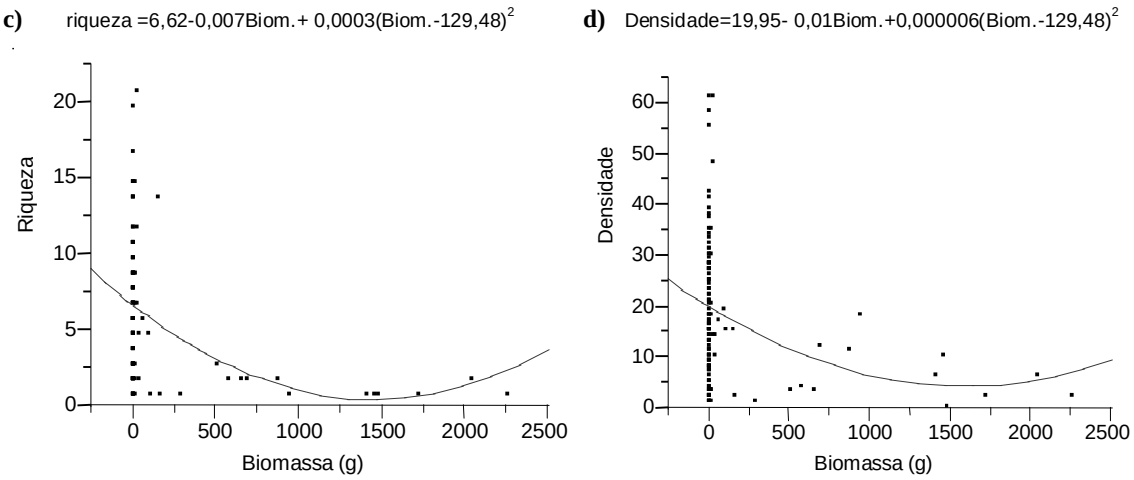



Figura 5. Relação entre biomassa de espécies herbáceas nativas e riqueza (a) e densidade (b) de espécies lenhosas; e relação entre biomassa de espécies herbáceas exóticas e riqueza (c) e densidade (d) de espécies lenhosas em áreas de pastagens abandonadas, Antonina -PR, Sul do Brasil.

## 4. Discussão

De acordo com este estudo a biomassa de gramíneas exóticas (principalmente *B. decumbens*) interfere diretamente no estabelecimento e desenvolvimento de espécies lenhosas nas áreas de pastagens estudadas. Nessas áreas, os processos sucessionais podem estar sendo limitados devido à competição da biomassa exótica com as espécies arbóreas.

Nas áreas de pastagens recém abandonadas ocorreu um aumento da biomassa das espécies de gramíneas e ervas formando uma espessa camada de folhas sobre o solo. Algumas dessas espécies estavam presentes no pasto antes do abandono e se desenvolveram rapidamente devido à ausência da pressão de pastoreio. Nesse sentido a gramínea *Brachiaria decumbens* pode estar sendo favorecida e devido a isso apresentou biomassa elevada em relação às outras espécies encontradas.

Além disso, as próprias características das gramíneas favorecem seu desenvolvimento (Vieira e Pessoa, 2001), pois conseguem persistir em solos com poucos nutrientes e encontram condições favoráveis nesses ambientes, como alta luminosidade e pouca ou nenhuma competição com espécies arbóreas.

Para as espécies herbáceas que se desenvolvem em áreas abandonadas pela agricultura ou pecuária, os altos níveis de luminosidade são os principais fatores responsáveis pela alocação e produção de biomassa (Elemans, no prelo). Outro fator, que favorece o desenvolvimento dessas espécies em áreas abertas, é a capacidade de colonizar locais onde as condições ambientais são limitantes ao crescimento de plantas lenhosas (Peet, 1981).

A colonização desses ambientes é favorecida pela capacidade de se reproduzir por propagação vegetativa que algumas espécies de gramíneas apresentam. Esse tipo de reprodução promove a rápida expansão das gramíneas quando não são submetidas a grande pressão de pastoreio (Miles *et al.*, 1996) e conseqüente aumento de sua biomassa.

Uma importante característica dessa colonização está associada à capacidade de algumas espécies dessas gramíneas formarem bancos de sementes no solo. A dormência de sementes é um dos principais fatores responsáveis pelo acúmulo de grandes reservas de sementes viáveis no solo (Alvarenga, 1990), além de permitir a ocupação do solo com grande rapidez (MacMahon, 1981).

Por outro lado, na medida em que ocorre o desenvolvimento estrutural da vegetação da área e estabelecimento de espécies arbustivas e arbóreas, verifica-se redução da luminosidade disponível o que afeta consideravelmente essas espécies. De fato, o sombreamento por arbóreas está entre as principais alternativas sugeridas para eliminação de gramíneas e ervas em pastagens (Carvalho, 1998).

Nas áreas estudadas o aumento do volume das espécies lenhosas proporcional ao aumento do tempo de abandono refletiu o desenvolvimento da vegetação. Mesmo na área com 50 meses de abandono, onde a densidade foi baixa em relação às demais áreas, os indivíduos arbóreos que conseguiram de estabelecer apresentaram incremento em volume. O aumento de parâmetros como o volume pode indicar a habilidade e a capacidade de sobrevivência das espécies, refletindo sua contribuição para o desenvolvimento da área (Harper, 1977).

De um modo geral, o desenvolvimento da vegetação lenhosa (densidade, altura e volume) foi fortemente influenciado pela distribuição e biomassa tanto de espécies nativas quanto de exóticas. Entretanto, nas áreas com maior desenvolvimento de arbóreas a biomassa de herbáceas exóticas diminuiu acentuadamente. Isso ocorre devido principalmente à alteração das condições de luminosidade que atua reduzindo suas distribuições (Elemans, no prelo). Portanto, sendo as espécies exóticas representadas principalmente por *B.decumbens*, a diminuição de seus valores de biomassa sugere uma intolerância ao sombreamento causado pelas espécies arbóreas. Dias-Filho (2000), estudando o crescimento e alocação de biomassa em duas espécies do gênero *Brachiaria* verificou que a taxa de crescimento dessas forrageiras é menor em condições de sombreamento.

Enquanto forrageiras predominaram na pastagem recém abandonada, a biomassa herbácea de espécies exóticas da área com maior idade foi basicamente representada por *Hedichyum coronarium.* Essa espécie se prolifera em locais onde o solo apresenta maiores

condições de umidade (Vieira e Pessoa, 2001), que foi uma das características observadas na área com maior tempo de abandono (96 meses) em relação às demais. Além disso, durante as fases sucessionais são comuns espécies que, mesmo possuindo alta plasticidade, necessitam de determinadas condições ambientais para permanecer (Peet, 1992).

Mesmo tendo ocorrido aumento da biomassa de espécies herbáceas na área com maior idade, as espécies que compõem essa comunidade são diferentes das que surgem logo após o abandono, assim como as características do hábitat no qual se desenvolvem. A biomassa das espécies herbáceas da área com 96 meses de abandono é representada principalmente por espécies nativas.

A substituição de gramíneas por outras espécies foi relatada por Glenn-Lewin e van der Maarel (1992), observando a competição por recursos durante a sucessão e concluindo que a disponibilidade de nutrientes no solo afeta fortemente a composição de espécies. Desde o estabelecimento, mudanças químicas e físicas significantes ocorrem no solo levando a renovação e alteração fisionômica das espécies (MacMahon, 1981).

Durante a sucessão a acumulação de biomassa herbácea das espécies nativas pode ser constante ou independente da idade, densidade ou condições de luminosidade (Peet, 1992). Embora tenha sido observada neste estudo uma pequena variação da biomassa de espécies herbáceas nativas em relação ao aumento da idade, essa variação é considerada normal em vegetações não permanentes (Glenn-Lewin e van der Maarel, 1992).

A colonização por ervas e gramíneas nativas constitui uma das etapas iniciais do processo de sucessão (Guariguata e Ostertag, 2002) e, em geral, não causam impactos negativos sobre o estabelecimento de espécies arbóreas durante o processo de regeneração natural. Entretanto, nas áreas estudadas a biomassa das espécies herbáceas nativas aparenta ter um efeito negativo sobre a o estabelecimento da vegetação lenhosa. Isso decorre da expansão da gramínea *Paspalum* sp na área com oito meses de abandono, onde o número de espécies e indivíduos lenhosos é reduzido.

O sucesso de indivíduos arbóreos em áreas abertas é fortemente influenciado pela competição com a vegetação herbácea (Uhl *et al.*, 1988; Davis *et al.*, 1998). Aide *et al*, (1995) observaram que, em pastagens abandonadas, a colonização por gramíneas é o principal inibidor da regeneração natural, por funcionar como uma barreira altamente seletiva ao estabelecimento de espécies lenhosas.

As gramíneas possuem crescimento rápido e a capacidade de formar espessas camadas foliares sobre o solo, o que dificulta o estabelecimento e desenvolvimento de indivíduos

arbóreos. Vieira e Pessoa (2001) observaram que o sistema radicular peculiar às gramíneas, aumenta a competição por água e nutrientes do solo, interferindo na regeneração de espécies arbóreas.

Neste estudo as gramíneas exóticas apresentaram-se como um dos principais fatores que interferem no desenvolvimento da vegetação lenhosa. Espécies de gramíneas exóticas, como *Brachiaria.decumbens*, foram introduzidas no Brasil juntamente com outras do mesmo gênero devido a sua alta adaptabilidade e capacidade reprodutiva (Cabral *et al.*, 2003) para ser utilizada como forrageira em pastagens. Entretanto, atualmente figuram entre as principais espécies invasoras que dificultam a regeneração natural em áreas degradadas (Jesus e Rolim, 2005). Durigan (2005) afirma que *B. decumbens* forma grande biomassa, obstrui a regeneração e o crescimento de plantas, compete por água, luz, nutrientes e aumenta consideravelmente os riscos de incêndio.

Essa competição imposta à regeneração de lenhosas pela biomassa de gramíneas exóticas nas áreas estudadas remete ao modelo de inibição descrito por Connell e Slatyer (1977) onde as primeiras espécies que se estabelecem em uma área, utilizam os recursos disponíveis de tal maneira que as espécies que chegam posteriormente não conseguem se estabelecer. Os inibidores mais comuns são espécies heliófitas que produzem grandes quantidades de biomassa (como as gramíneas exóticas) que impedem a germinação e estabelecimento de outras espécies (Walker, 2002). A introdução de espécies exóticas tem sido descrita como um dos principais inibidores dos processos sucessionais em áreas de pastagens (Aide *et al.*, 1995; Davis *et al.*, 1998).

Holl (1999) observou que, nas áreas dominadas por essas gramíneas, o estabelecimento de espécies arbóreas é menor do que em áreas ocupadas por outros tipos de vegetação. Assim, mesmo após o abandono da pastagem a riqueza e a densidade da comunidade lenhosa são baixas, principalmente na área com 50 meses, onde a biomassa das espécies exóticas apresentou seu segundo maior valor. Esse resultado evidencia que a regeneração das espécies lenhosas pode estar sendo negativamente influenciada pelas gramíneas exóticas, embora possivelmente não seja o único fator.

As espécies exóticas podem alterar a estrutura da comunidade, seja por competição com espécies nativas ou por facilitação de outras espécies exóticas (Badano e Pugnairet, 2004). Além disso, muitas vezes obtêm sucesso às custas de espécies nativas por competição direta por recursos limitados ou por perturbar regimes naturais em detrimento de espécies locais (Gentle e Dunggin, 1997). Nesse sentido, áreas submetidas a processos de degradação,

como pastagens, onde o solo sofre profundas alterações químicas e físicas e tendem a ter poucos nutrientes (Guariguata & Ostertag, 2002), o estabelecimento e desenvolvimento de indivíduos arbóreos pode estar limitado a um baixo número de espécies, como ocorre na área com 50 meses de abandono.

As áreas de pastagens de um modo geral são ambientes mais susceptíveis a colonização por espécies exóticas devido ao tipo de manejo a que são submetidas (desmatamentos, degradação do solo e perda de diversidade). Quanto maior o grau de perturbação de ecossistema, mais fácil seriam a dispersão e o estabelecimento de exóticas, em especial quando há redução da diversidade natural pela extinção de espécies ou exploração excessiva (Ziller, 2001). Dentro desse contexto, todas as áreas estudadas foram alteradas e degradadas pela atividade pecuária e descaracterizadas pela introdução de espécies exóticas de alta agressividade, o que torna mais difícil a sua recuperação.

Pelos resultados aqui apresentados pode-se concluir que os processos de sucessão ecológica nas áreas de pastagem estudadas são fortemente limitados pela presença de gramíneas exóticas (principalmente por *Brachiaria decumbens*) e que, em locais sob essas condições, são necessárias medidas que acelerem os processos sucessão e de regeneração natural.

**Referências Bibliográficas**

Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Herrera, L. Rosario, M., Serrano, M. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. Forest Ecology and Management, 77, 77-85.

Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B. Rivera, L., Marcano-Veja, H., 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications on restoration ecology. Restoration Ecology. 8(4), 328-338.

Alvarenga, A. A., 1990. Quebra de dormência e germinação de sementes de capim-marmelada [*Brachiaria plataginea* (Link) Hitch.] Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal. 2(2): 31-35.

Badano, E. I., Pugnairet, F. I., 2004. Invasion of *Agave* species (Agavaceae) in south-east Spain: invader demographic parameters and impacts on native especies. Diversity and Distributions. 10, 493-500.

Carpanezzi, A. A., 2005. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: Galvão, A. P. M., Porfírio da Silva, V. (Eds.) Restauração florestal – fundamentos e estudos de casos. Embrapa florestas, Colombo, pp. 26-58.

Carvalho, M. M., 1998. Recuperação de pastagens degradadas em áreas de relevo acindentado. In: Dias, L. E., Melo, J. W. (ed.) Recuperação de áreas degradadas. Viçosa: UFV/Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, pp. 149-161.

Connell, J. H., Slatyer, R. O., 1977. Mechanisms of sucession in natural communities and their role in community stability and organization. The American Naturalist. 111(982), 1119-1144.

Davide, A. C., Faria, J. M. R., 1997. Revegetação de área de empréstimo da usina hidrelétrica de Camargos (Cemig). In: Anais. III Simpósio nacional de recuperação de áreas degradadas – SINRAD. Ouro Preto – MG: Universidade Federal de Viçosa.

Davis, M. A., Wrage, K. J., Reich, P. B., 1998. Competition between tree seedlings and herbaceous vegetaiton: support for a theory of resource supply and demand. Journal of Ecology. 86, 652-661.

Dias-Filho, M. B., 2000. Growth and biomass allocation of the C4 grasses *Brachiaria brizantha* and *B. humidicola* under shade. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 35(12), 2335-2341.

Durigan, G., 2005. Restauração da cobertura vegetal em região de domínio do Cerrado. In: Galvão, A. P. M., Porfírio da Silva, V. (Eds) Restauração florestal – fundamentos e estudos de casos. Embrapa florestas, Colombo, pp. 103-118.

Elemans, M. 2004. Light, nutrients and the growth of herbaceous forest species. Acta Oecologica, no prelo.

Ferreti, A. R., Britez, R. M., 2005. A restauração da Floresta Atlântica no litoral do estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. In: Galvão, A. P. M., Porfírio-da-Silva, V. (Eds.) Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso. Embrapa Florestas, Colombo, pp. 87-102.

Gentle, C. B., Dunggin, J. A., 1997. *Lantana camara* L. invasions in dry rainforest – open forest ecotones: the role on disturbances associated with fire and cattle grazing. Australian Journal of Ecology. 22, 298-306.

Glenn-Lewin, D. C., van der Maarel, E., 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: Glenn-Lewin, D. C., Peet, R. K., Veblen, T. T. Plant sucession – Theory and Prediction. Chapman & Hall, London, pp. 11-59.

Gomez-Pompa, A., Vasquez-Yanes, C.,1980. Sucessional studies of a rain forest in Mexico. In: West, D. C., Shugar, H. H., Botkin, D. B. Forest Sucession – Concepts and Aplications. Springer-Verlag, New York, pp. 246-266.

Guariguata, M. R., Ostertag, R., 2002. Sucesión secundaria. In: Guariguata, M. R., Kattan, G. H. (Eds.), Ecologia y Conservacion de Bosques Neotropicales. 1ª ed. Ediciones Lur, México, pp. 591-618.

Harper, J. L., 1977. Population biology of plants. Academic Press, London.

Hetch, K. D., 1993. The logic of livestock and deforestation in Amazonia. Bioscience. 43, 687-685.

Holl, K. D., 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. Biotropica. 31(2), 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(4), 339-349.

Holl, K. D., 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. Journal of Ecology. 90, 179-187.

IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social., 2001. Zoneamento da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba. IPARDES, Curitiba.

Jesus, R. M., Rolim, S. G., 2005. Experiências relevantes na restauração da Mata Atlântica. In: Galvão, A. P. M., Porfírio da Silva, V. (Eds.) Restauração florestal – fundamentos e estudos de casos. Embrapa Florestas, Colombo, pp. 59-87.

Kaimowitz, D., 2002. Las causas subjacentes de la deforestación en el trópico. In: Guariguata, M. R., Kattan, G. H. (Eds.), Ecologia y Conservacion de Bosques Neotropicales. 1ª ed. Ediciones Lur, México, pp. 597.

Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale., W. M., Finns, H., Clout, M., Bazzaz, F. A., 2000. Biotic Invasions: causes epidemiology, global consequences and control. Ecological Aplications. 10, 689-710.

MacMahon, J. A., 1981. Sucessional processes: comparisons among biomes with special references to probable roles of and influences on animals. In: West, D. C., Shugar, H. H., Botkin, D. B. Forest Sucession – Concepts and Aplications. New York: Spriger-Verlag. p. 277-304.

Meyer, J. Y., Lavergnet, C., 2004. *Beautés fatales*: Acanthaceae species as invasive alien plants on tropical Indo-Pacific Islands. Diversity and Distributions. 10, 333-347.

Miles, J. W., Maass, B. L., Valle, C. B. Kumble, V. ,1996. *Brachiaria*: biology, agronomy, and improvement. CIAT/EMPRAPA-CNPGC: Campo Grande.

Moraes, L.F.D., Pereira, T. S., 2003. Restauração ecológica em unidades de conservação. In: Kageyama, P, Y., Oliveira, R. E., Moraes, L. F. D., Engel, V. L., Gandara, F. B. Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. FEPAF, Botucatu, pp. 297-305.

Nepstad, D. C., Uhl, C., Serrão, E. A. S., 1991. Recuperation of a degraded amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. Ambio: Journal of the Human Enviromment Research and Management. Stockholm, 20(6), 248-255.

Nepstad, D. C., Uhl, C., Pereira, 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.

Otero-Arnaiz, A., Castillo, S., Meave, J. , Ibarra-Martinez, G., 1999. Isolated pasture trees and the vegetation under their canopies in the Chiapas Coastal Plain, México. Biotropica, 31(2), 243-254.

Peet, R. K., 1981. Changes in bioma and production during secondary forest. In: West, D. C.; Shugar, H. H., Botkin, D. B. Forest Sucession – Concepts and Aplications. Spriger-Verlag, New York, pp. 324-338.

Peet, R. K., 1992. Community structure and ecosystem function. In: Glenn-Lewin, D. C., Peet, R. K., Veblen, T. T. Plant sucession – Theory and Prediction. Chapman & Hall, London, pp. 103-151.

Pimm, S. L., Raven, P., 2000. Extinction by numbers. Nature. 24, 843-845.

Soffiati Neto, A. A., 1998. As transformações ambientais de um campo nativo de planície aluvionar entre os séculos XVII e XX. In: Anais do IV Simpósio de ecossistemas brasileiros. Águas de Lindóia, SP, Brasil, pp. 90-98.

S.O.S. Mata Atlântica, 1998. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995. Fundação S.O.S. Mata Atlântica, São Paulo.

Tilki, F., Fisher. R. F. 1998. Tropical leguminous species for acid soils: studies on plant form and growth in Costa Rica. Forest Ecology and Management. 108, 175-192.

Uhl, C., Buschbacher, R., Serrão, E. A. S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. Patterns of plant sucession. Journal of Ecology. 76, 663-681.

Vieira, C. M., Pessoa, S. V. A., 2001. Estrutura florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. Rodriguésia. 52(80), 17-30.

Walker, L. R., 2002. Interacción entre especies durante e processo de sucesión. In: Guariguata, M. R., Kattan, G. H. Ecologia y Conservacion de Bosques Neotropicales. 1ª ed. Ediciones Lur, México. pp. 591-618.

Zar, J. H. , 1999. Biostatistical analysis. 4 ed. Prentice Hall, New Jersey.

Ziller, S. R., 2001. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. Ciência Hoje. 30(178), 77-79.

# CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nas informações obtidas no estudo dos processos de sucessão e regeneração natural em áreas de Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, pode-se observar que:

a) Entre os principais fatores que atuam no restabelecimento da vegetação nas áreas estudadas, o uso intenso e conseqüente degradação dos solos podem interferir negativamente e alterar a regeneração natural de espécies arbóreas. A baixa riqueza e densidade de uma determinada área, mesmo após algum tempo de abandono, sugere que as condições ambientais locais determinam quais espécies conseguirão se estabelecer;

b) A substituição da vegetação por pastagens dificulta o estabelecimento e desenvolvimento de espécies arbóreas e afeta a resiliência da Floresta Atlântica, principalmente porque nas áreas muito degradadas, poucas espécies conseguem colonizar;

c) Nas áreas onde a biomassa de gramíneas (exóticas e nativas) é elevada a regeneração de espécies lenhosas é menor, sugerindo que podem constituir uma barreira seletiva ao estabelecimento de arbustos e principalmente de árvores;

d) A introdução de gramíneas exóticas (*Brachiaria* spp) altera a estrutura das comunidades nativas e causa um impacto negativo devido à competição e inibição de espécies lenhosas, dificultando os processos de sucessão ecológica nos locais onde predominam. Apesar disso, espécies lenhosas nativas como *Senna multijuga, Myrsine coriaceae e Sapium glandulatum* demonstraram capacidade de colonizar esses ambientes podendo ser úteis nos processos de restauração de áreas degradadas;

e) As áreas de pastagens são ambientes muito alterados (devido ao desmatamento, degradação do solo e perda de diversidade) e, de um modo geral, mais difíceis de serem restaurados. Assim, os estudos que visam restaurar essas áreas devem considerar vários aspectos das áreas que podem inibir, atrasar ou alterar os processos de regeneração natural. Este estudo sugere que os aspectos do solo e seu histórico de uso alteram a regeneração natural e devem ser amplamente considerados nas áreas serem restauradas;

f) Embora a sucessão tenha sida descrita inicialmente como um processo definido e previsível e até os dias de hoje sendo utilizada para prever o desenvolvimento da vegetação (visão Clementsiana), os resultados deste estudo indicam que, após perturbação, vários fatores interferem no desenvolvimento das áreas de pastagem estudadas. Para se compreender o processo de sucessão vegetal é preciso conhecer as características fisiológicas e ecológicas das espécies presentes em cada estádio, assim como as condições abióticas do local (passadas e presentes) e as interações entre as distintas espécies. Apesar do aparente determinismo da sucessão após o abandono, pode-se assumir que a dificuldade em se conhecer trajetórias sucessionais reside no fato de que pode não haver uma trajetória sucessional pré-estabelecida;

g) A descrição dos fatores que constituem barreiras à regeneração natural nessas áreas é de grande importância aos projetos de recuperação de áreas degradadas, pois constituem importantes fontes de informações sobre o comportamento sucessional de uma determinada área, da composição de espécies e sua posição ao longo do desenvolvimento da área. É importante ressaltar que as formações florestais brasileiras vêm sendo destruídas em ritmo acelerado, principalmente em detrimento do avanço de áreas agrícolas, pecuárias e da ação indiscriminada do setor madeireiro. De acordo com os resultados apresentados nesse estudo a retirada da cobertura florestal e implantação de pastagens constitui um problema à conservação desses biomas mesmo após o abandono das áreas;

h) Estudos futuros que comparem os processos de regeneração em áreas degradadas pela pecuária ou agricultura podem utilizar os resultados aqui apresentados permitindo um entendimento mais aprofundado sobre a sucessão ecológica em áreas de Floresta Atlântica e descrições sobre o funcionamento desse bioma. Além disso, devem abordar quais são os fatores do solo e da intensidade de uso que afetam a regeneração natural.

ANEXO 1 – Lista de espécies e número de indivíduos encontrados em cinco áreas de pastagens com diferentes tempos de abandono na Floresta Atlântica, em Antonina, Sul do Brasil. Onde FB = forma biológica (av – árvore, ab – arbusto), MD = modo de dispersão (ane – anemocórico, aut – autocórico, zoo – zoocórico), GE = grupo ecológico (p – pioneiras, np – não pioneiras). A nomenclatura das espécies adotada segue as recomendações da base de dados do Missouri Botanical Garden.

| Família | Espécie | FB | MD | GE | 8 | 14 | 48 | 50 | 96 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Annonaceae | *Rollinia sericea* (R.E. Fr.) R.E. Fr. | av | zoo | np | - | - | - | - | 2 |
| | *Xylopia brasiliensis* Spreng. | av | zoo | p | - | 21 | 1 | - | - |
| Aquifoliaceae | *Ilex theazans* Mart. | av | zoo | np | - | 1 | - | - | - |
| Arecaceae | *Bactris setosa* Mart. | av | zoo | p | - | - | - | - | 3 |
| Arialiaceae | *Didymopanax morototoni* (Aubl.) Decne. & Planch. | av | zoo | np | - | - | - | - | 4 |
| Asteraceae | *Vernonia beyrichii* Less. | ab | ane | p | 166 | 65 | 2 | 9 | - |
| | *Vernonia* sp | ab | ane | p | - | 24 | - | - | - |
| Bignoniaceae | *Jacaranda puberula* Cham. | av | ane | np | - | - | - | - | 3 |
| | *Jacaranda* sp | av | ane | - | - | - | - | - | 1 |
| Cecropiaceae | *Cecropia glaziovi* Snethlage | av | zoo | p | - | 1 | 11 | - | - |
| | *Cecropia pachystachya* Trécul | av | zoo | p | - | - | 22 | - | - |
| Elaeocarpaceae | *Sloanea guianensis* (Aubl.) Benth. | av | zoo | np | - | - | - | - | 1 |
| Erytroxylaceae | *Erythroxylum* sp | av | zoo | - | - | - | - | - | 1 |
| Euphorbiaceae | *Alchornea glandulosa* Poepp. | av | zoo | p | - | - | 4 | - | - |
| | *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg. | av | zoo | p | - | - | - | 2 | 3 |
| | *Hyeronima alchorneoides* Allemão | av | zoo | np | - | - | 133 | 6 | - |
| | *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill. | av | zoo | np | - | - | 4 | - | 7 |
| | *Sapium glandulatum* (Vell.) Pax | av | aut | p | 1 | 7 | 1 | 12 | - |
| Fabaceae | *Andira anthelminthica* Benth. | av | zoo | p | - | - | - | - | 2 |
| | *Cassia silvestris* Vell. | av | aut | np | - | - | - | - | 6 |
| | *Dahlstedtia pentaphylla* (Taub.) Burkart | av | aut | p | - | 1 | - | - | 12 |
| | *Erythrina speciosa* Andrews | av | aut | p | - | 2 | - | - | - |
| | *Pterocarpus violaceus* Vogel | av | ane | np | - | - | - | - | 2 |
| | *Platymiscium floribundum* Vogel | av | ane | np | - | - | 1 | - | - |
| | *Pseudopiptadenia warmingii* (Benth.) G.P. Lewis & M.P. Lima | av | aut | np | - | - | 4 | - | 2 |
| | *Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F. Blake | av | ane | p | - | - | - | 1 | - |
| | *Senna multijuga* (Rich.) H.S. Irwin & Barneby | av | aut | p | - | 2 | 170 | 29 | 4 |
| Flacourtiaceae | *Casearia decandra* Jacq. | av | zoo | np | - | 2 | 11 | - | 34 |
| | *Casearia sylvestris* Sw. | av | zoo | np | - | 12 | - | 1 | 9 |
| | *Casearia obliqua* Spreng. | av | zoo | np | - | - | 2 | - | - |
| Lauraceae | *Endlicheria paniculata* (Spreng.) J.F. Macbr. | av | zoo | np | - | - | - | - | 1 |
| | *Nectandra leucantha* Nees & Mart. | av | zoo | p | 3 | 26 | - | - | 2 |
| | *Nectandra mollis* (Kunth) Nees | av | zoo | p | 2 | 10 | 2 | 2 | 3 |
| | *Nectandra puberula* (Schott) Nees | av | zoo | - | - | 3 | - | - | 1 |
| | *Ocotea* sp | av | zoo | - | - | 2 | - | - | - |
| Malvaceae | *Pavonia* sp | ab | aut | - | 4 | 44 | - | - | - |
| Melastomataceae | *Leandra dasytricha* (A. Gray) Cogn. | ab | zoo | np | - | - | 1 | - | 3 |
| | *Miconia cabussu* Hoehne | av | zoo | np | - | - | 3 | - | 2 |
| | *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naud. | av | zoo | np | - | - | 11 | - | - |
| | *Miconia cinerascens* var. *robusta* Wurdack | av | zoo | p | - | 2 | 75 | 1 | 230 |
| | *Tibouchina pulchra* (Cham.) Cogn. | av | ane | p | - | - | 61 | - | 76 |
| | *Tibouchina trichopoda* Baill. | av | ane | p | - | - | 1 | - | 2 |

| | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Meliaceae | *Guarea macrophylla* Vahl | av | zoo | np | - | - | - | - | 4 |
| | *Trichilia* sp | av | zoo | - | - | 5 | - | - | - |
| Mimosaceae | *Inga marginata* Willd. | av | zoo | p | - | 2 | - | - | - |
| | *Inga* sp | av | zoo | - | - | - | - | 1 | 25 |
| | *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze | av | aut | p | - | - | 1 | - | - |
| Moraceae | *Ficus* sp | av | zoo | - | - | 2 | - | - | 1 |
| | *Morus nigra* L. | av | zoo | - | - | 3 | - | - | - |
| | *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger. Lanj. & Wess. Boer | av | zoo | np | - | - | - | - | 1 |
| Monimiaceae | *Mollinedia schottiana* (Spreng.) Perkins | av | zoo | np | - | - | - | - | 2 |
| | *Mollinedia* sp | av | zoo | np | - | - | - | - | 1 |
| Myrsinaceae | *Myrsine coriacea* (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult. | av | zoo | p | 6 | 22 | 54 | 19 | 31 |
| Myrtaceae | *Calycorectes australis* D. Legrand | av | zoo | np | - | - | - | - | 1 |
| | *Campomanesia neriiflora* (O. Berg) Nied. | av | zoo | np | - | 3 | - | 1 | 2 |
| | *Eugenia burkartiana* (D. Legrand) D. Legrand | av | zoo | np | - | - | - | - | 1 |
| | *Eugenia jambos L.* | av | zoo | np | - | - | - | - | 1 |
| | *Marlierea obscura* O. Berg | av | zoo | np | - | 1 | - | - | 3 |
| | *Marlierea sylvatica* (Gardner) Kiaersk. | av | zoo | np | - | - | - | - | 1 |
| | *Marlierea tomentosa* Cambess. | av | zoo | np | - | - | - | - | 9 |
| | *Myrceugenia myrcioides* (Cambess.) O. Berg | av | zoo | np | - | - | - | - | 1 |
| | *Myrcia tenuivenosa* Kiaersk. | av | zoo | np | - | - | - | - | 2 |
| | *Psidium cattleianum* Sabine | av | zoo | p | - | - | - | - | 1 |
| | *Psidium guajava* L. | av | zoo | - | 3 | 39 | - | 14 | - |
| Myrtaceae | sp 1 | av | zoo | - | - | - | 1 | - | - |
| Myrtaceae | sp 2 | av | zoo | - | - | - | - | - | 1 |
| Myrtaceae | sp 3 | av | zoo | - | - | - | - | - | 1 |
| Myrtaceae | sp 4 | av | zoo | - | - | - | - | - | 1 |
| Myrtaceae | sp 5 | av | zoo | - | - | - | - | - | 1 |
| Myrtaceae | sp 6 | av | zoo | - | - | - | - | - | 1 |
| Myrtaceae | sp 7 | av | zoo | - | - | - | - | - | 2 |
| Myrtaceae | sp 8 | av | zoo | - | - | - | - | - | 1 |
| Nyctaginaceae | *Guapira opposita* (Vell.) Reitz | av | zoo | np | - | - | - | - | 13 |
| Olacaceae | *Heisteria silviani* Schwacke | av | zoo | np | - | - | - | - | 1 |
| Piperaceae | *Piper arboreum* Aubl. | av | zoo | p | - | 4 | 2 | - | 3 |
| | *Piper caldense* C. DC. | av | zoo | p | - | 44 | - | - | 6 |
| | *Piper lindbergii* DC. | av | zoo | np | - | 4 | - | - | - |
| | *Pothomorphe umbellata* (L.) Miq. | av | zoo | np | - | - | - | - | 2 |
| Proteaceae | *Roupala brasiliensis* Klotzsch | av | aut | np | - | - | - | - | 1 |
| Rubiaceae | *Amaioua guianensis* Aubl. | av | zoo | np | - | - | 1 | - | 2 |
| | *Psychotria carthagenensis* Jacq. | ab | zoo | np | - | - | - | - | x |
| | *Chomelia brasiliana* A. Rich. | av | zoo | np | - | - | - | - | 5 |
| Rutaceae | *Citrus limon* (L.) Burm. f. | av | zoo | - | - | 2 | - | 1 | - |
| | *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. | av | ane | np | - | - | 3 | - | 2 |
| Sapindaceae | *Cupania oblongifolia* Mart. | av | zoo | np | - | 6 | - | - | - |
| | *Matayba guianensis* Aubl. | av | zoo | np | - | - | 3 | - | 5 |
| Sapotaceae | *Chrysophyllum inornatum* Mart. | av | zoo | np | - | - | - | - | 6 |
| Solanaceae | *Acnistus arborescens* (L.) Schltdl. | ab | zoo | p | - | 98 | 1 | 7 | - |
| | *Cestrum amictum* Schltdl. | av | zoo | p | - | - | - | - | 2 |
| | *Solanum aspero-lanatum* Ruiz & Pav. | ab | zoo | p | - | 135 | 19 | 106 | - |
| | *Solanum* sp | av | zoo | - | - | 1 | 1 | - | - |
| | *Solanum* sp1 | av | zoo | - | - | - | 1 | - | 3 |
| | *Solanum* sp2 | av | zoo | - | - | - | - | - | 2 |
| Ulmaceae | *Trema micrantha* (L.)Blume | av | zoo | p | - | 1 | - | - | - |

| | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Verbenaceae | *Aegiphila sellowiana* Cham. | av | zoo | p | - | - | 12 | - | - |
| | *Citharexylum myrianthum* Cham. | av | zoo | p | 1 | 21 | - | 4 | - |
| | *Vitex* sp | av | zoo | - | - | - | 1 | - | - |
| Vochysiaceae | *Vochysia bifalcata* Warm. | av | zoo | np | - | - | 2 | - | 1 |
| Indeterminada | sp 1 | ab | ane | - | 8 | 7 | - | - | - |
| Indeterminada | sp 2 | ab | - | - | - | 1 | - | - | - |
| Indeterminada | sp 3 | av | - | - | - | - | 2 | - | - |
| Indeterminada | sp 4 | av | - | - | - | - | 1 | - | - |
| Indeterminada | sp 5 | av | - | - | - | - | - | - | 1 |
| Indeterminada | sp 6 | av | - | - | - | - | - | - | 1 |

# Livros Grátis

( http://www.livrosgratis.com.br )

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo