

CAPITULO I

Características estruturais de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica em Antonina, PR¹

¹ Artigo preparado segundo normas da Revista Brasileira de Botânica

ABSTRACT (Structural characterization of vegetal communities through a chronosequence in Atlantic Forest, Antonina, PR). We characterized the tree structure of three Atlantic Forest patches at the coast of Paraná, in order to detect differences on the structure of communities through a successional process, and aiming to subsidize future vegetation restoring projects. The studied area was in the “Reserva Natural Rio Cachoeira”, where three patches were chosen due to the amount of time since the last anthropic disturbance (mostly agriculture and lodging), which was approximately 20 years (here on called “young forest”), 80 (“maturing forest”) and 120 years (“mature forest”). The young forest presented smaller richness, diversity, basal area and volume. The maturing forest presented higher density and richness. The mature forest presented higher diversity, equitability and volume. Diversity, basal area and volume were significantly different among the three areas. There are no important differences among the structures of populations of species that are shared by the three areas, this suggesting that the differences found among the areas are probably more influenced by species and individuals from the species that are exclusive in each area.

Keywords: Secondary succession, biodiversity, Tropical Forest, Conservation.

RESUMO (Características estruturais de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica em Antonina, PR): Neste trabalho foi feita a caracterização estrutural do estrato arbóreo de três áreas de Floresta Atlântica no litoral do Paraná, objetivando detectar diferenças estruturais ao longo do processo sucessional, visando subsidiar futuros planos de recomposição da vegetação. O estudo foi realizado na Reserva Natural Rio Cachoeira, onde foram escolhidas três áreas cujos históricos indicavam a ocorrência de corte da vegetação há aproximadamente 20 (floresta jovem), 80 (floresta em amadurecimento) e 120 anos (floresta madura). A área jovem apresentou a menor riqueza, diversidade, área basal e volume. A área com floresta em amadurecimento apresentou os maiores valores de densidade e riqueza. Na área madura foi observado o maior valor de diversidade, equabilidade e volume. Observaram-se algumas diferenças consideráveis, em termos de diversidade, área basal e volume entre as florestas em diferentes estádios. Comparações estruturais entre populações que ocorrem em mais de uma área não mostraram grandes diferenças, sugerindo que algumas diferenças estruturais podem estar sendo mais fortemente influenciadas por espécies e indivíduos de espécies exclusivas em cada área.

Palavras-chave: Sucessão secundária, biodiversidade, Floresta Tropical, riqueza, conservação.

INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica originalmente cobria cerca de 1.350.000 km² e ocupava áreas em 17 estados, estendendo-se do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul. Essa área correspondia a aproximadamente 15% do território brasileiro, segundo os limites da Floresta Atlântica, gerados de acordo com o Decreto Federal 750/93 (SOS Mata Atlântica 2002). Hoje, segundo o mesmo instituto, restam apenas 5 a 7% da cobertura florestal original. Apresenta grande riqueza, tanto animal como vegetal, e é considerada um “hotspot” para a conservação da biodiversidade (Myers *et al.* 2000). A retirada de madeiras e posterior conversão da floresta em áreas para agricultura e pastagem, assim como a grande fragmentação, têm contribuído para altas taxas de extinção de espécies (Morellato & Haddad 2000).

O termo Floresta atlântica pode ter duas conotações, a Floresta Atlântica *sensu stricto*, que é a Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 1992), também conhecida por Floresta Pluvial Subtropical da Encosta Atlântica (Maack, 1981). É encontrada nas regiões costeiras e regiões de encostas ocupando elevações geralmente inferiores a 1000 m de altitude (Morellato & Haddad 2000). Já a Floresta Atlântica *sensu lato* compreende as fitofisionomias florestais do interior (Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, além de manguezais, restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais do Nordeste, segundo decreto 750/93 do CONAMA).

Atualmente, extremamente fragmentada, a Floresta Atlântica está reduzida a manchas disjuntas, concentradas nas regiões Sudeste e Sul, principalmente em locais de topografia acidentada, inadequada às atividades agrícolas, e em unidades de conservação (Leitão Filho 1994). Embora a Floresta Atlântica no Paraná represente um dos melhores remanescentes da formação em termos de conservação no Brasil, diversas áreas de serras e planícies estão recobertas atualmente por formações secundárias em diferentes estádios sucessionais (Silva 2003).

Florestas secundárias em áreas tropicais são altamente prioritárias para a conservação da diversidade, tanto vegetal quanto animal (De Walt *et al.* 2003, Brearley *et al.* 2004). Muitos locais podem ser usados para agricultura por muitos anos e eventualmente alguns são abandonados por apresentar produtividade reduzida ou devido a mudanças econômicas ou sócio-políticas (Thomlinson *et al.* 1996). Em consequência, as florestas secundárias estão tornando-se cada vez mais comuns em paisagens tropicais.

Um fator determinante para o desenvolvimento das mudanças estruturais de uma área é o estabelecimento de espécies. Pode-se destacar a presença de rebrotos (Kennard *et al.* 2002, Kammesheidt 1999), que assim como a presença de banco de sementes é muito dependente do tempo em que as áreas foram utilizadas (Souza & Batista 2004). Outro fator determinante é a distância dessas áreas à fonte de sementes, que por sua vez é dependente da presença de dispersores (Uhl 1987, Uhl *et al.* 1988, Parrotta *et al.* 1997, Holl 1999). Após a chegada, as sementes encontram barreiras, tais como a predação (Peña-Claros & Boo 2002; Baldissera & Ganade 2005) e a competição com espécies exóticas (Hooper *et al.* 2004). Fatores relacionados a compactação e tipos de solos também são cruciais (Dalanesi *et al.* 2004). Esses fatores influenciam de modo significativo a composição e a estrutura das comunidades, assim como a direção tomada pela sucessão (Budowki 1965, Pickett *et al.* 1992, Guariguata & Ostertag 2001).

O processo de sucessão secundária varia em escala, intensidade e frequência do distúrbio, determinando a velocidade da sucessão (Martinez-Garza & Howe 2003). Áreas em desenvolvimento sucessional podem recuperar a riqueza em poucas décadas (Guariguata & Ostertag 2001). Porém, a composição florística pode ser muito diferente quando comparadas às florestas “maduras” (Pickett *et al.* 1992, Finegan 1996, Guariguata & Ostertag 2001).

As florestas secundárias apresentam algumas características, tanto abióticas quanto bióticas, que se modificam com o decorrer do processo sucessional, tais como recuperação das características físicas e biológicas do solo, aumento da riqueza, biomassa e complexidade estrutural

e, por fim, entrada de espécies características de áreas avançadas (Steininger 2000, Aide *et al.* 2000; Guariguata & Ostertag 2001, Chinea 2002).

Alguns estudos com enfoque sucessional foram realizados no litoral do Paraná (Guapyassú 1994, Athayde 1997), e no estado de São Paulo (Nascimento 1994, Torezan 1995, Tabarelli & Mantovani 1999, Aidar *et al.* 2001). Porém, esses trabalhos são estudos fitossociológicos e há poucas informações a respeito de valores estruturais médios que possam ser utilizados em comparações.

Em relação a perspectivas de conservação, torna-se cada vez mais importante o conhecimento da estrutura de florestas secundárias em relação ao tempo que é dado para que essas áreas atinjam valores estruturais próximos do que seriam as florestas primitivas (Brearley *et al.* 2004).

Levando-se em consideração a alta pressão que os remanescentes de Floresta Atlântica sofreram nas últimas décadas, resultando em extrema redução e fragmentação do Bioma, o presente trabalho tem como objetivo examinar as mudanças estruturais de três áreas florestais com idades distintas. Dessa forma, busca-se auxiliar na elaboração de estratégias para a eficiente conservação de remanescentes de florestas secundárias que compõem a Floresta Atlântica, pois para que um projeto de restauração seja eficiente e desempenhe importante papel para a biodiversidade, deve incluir processos de sucessão natural (George & Zack 2001). As questões que norteiam a pesquisa são: 1) Existem diferenças estruturais (abundância, riqueza e volume médios) entre as três áreas? 2) Há diferenças estruturais (densidade e volume) entre as populações das espécies em comum?

MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado na Reserva Natural Rio Cachoeira, município de Antonina-PR, pertencente à Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental – SPVS. A reserva abrange área de 8.600 ha e está localizada próxima às coordenadas 25°19'15''S e 45°42'24''W. A Reserva compreende trechos da encosta da Serra do Mar e da planície litorânea, chegando até a baía de Antonina, estando incluída dentro dos limites da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba. As grandes modificações provocadas pela antropização sobre o meio natural na região acentuaram-se no final do século XIX e início do século XX, durante o período de prosperidade sócio-econômica decorrente do desenvolvimento da produção e da comercialização de produtos agrícolas (SPVS/TNC 2000).

Nas proximidades da reserva, a maior parte das áreas sofreu intervenção humana, com exploração seletiva de madeira na base das encostas e desmatamento nas planícies para instalação de pastagens e culturas agrícolas. As comunidades do entorno da reserva vivem principalmente da pesca, cultivo de banana, arroz, gengibre, mandioca, hortaliças, dentre outras. Nas grandes propriedades, a atividade principal é a pecuária, principalmente de búfalos asiáticos (SPVS/TNC 2000).

Segundo a classificação de Köeppen, o clima da região é considerado Af, chuvoso tropical sempre úmido, com temperatura média de 21,1° C, sem estação seca e geadas pouco frequentes. A precipitação anual varia entre 2.500 e 3.000 mm, com período de maior pluviosidade nos meses de janeiro, fevereiro e março (IPARDES 1991).

A vegetação da Reserva é classificada como Floresta Ombrófila Densa (IBGE 1992), ocupando as encostas a partir da planície litorânea até 500m de altitude.

Na Reserva ocorrem Neossolos, Cambissolos, Argissolos e Gleissolos. Especificamente nas parcelas escolhidas para o estudo, predominam Cambissolos (área inicial e avançada) e Argissolos (área intermediária) (Ferretti & Britez 2005).

Foram escolhidas três áreas, em estádios sucessionais distintos de Floresta Ombrófila Densa Submontana (IBGE 1992) na localidade conhecida como Gervásio. A escolha das áreas levou em conta o mapeamento da vegetação sobreposto ao mapa de solo e aerofotos. O histórico de perturbação foi averiguado através de entrevistas com antigos moradores. As áreas aqui denominadas inicial, intermediária e avançada tem aproximadamente 20, 80 e 120 anos, respectivamente:

Foram estabelecidas, em cada área, parcelas quadradas de 10 x 10 m, não contínuas (com aproximadamente dois metros de distância entre si), onde foram amostrados todos os indivíduos com circunferência à altura do peito = 15 cm (diâmetro = 4,8 cm). Cada indivíduo amostrado foi identificado, numerado e teve anotadas a circunferência e a altura. A partir destes dados foi calculado o volume de cada indivíduo através da fórmula (Tilki & Fisher, 1998):

$$V = d^2 \cdot h \cdot 0,4$$

Onde

v: volume; d: diâmetro, h: altura e 0,4 fator de correção.

O número de parcelas em cada área foi determinado pela curva espécie/área (Müeller-Dombois & Ellenberg 1974), plotadas a partir da média dos ordenamentos de 10 simulações. Assim, na área inicial foram alocadas 10 parcelas (totalizando 1000 m²) e nas áreas intermediária e avançada foram alocadas 15 parcelas (1500 m²).

Em cada área foram calculados os valores totais de abundância, densidade, riqueza, área basal, índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e índice de equabilidade de Pielou (J'). A similaridade entre as áreas foi realizada pelo coeficiente de Jaccard.

Para comparar os parâmetros estruturais (abundância, riqueza, volume e número de perfilhos) entre as áreas, as médias foram comparadas por ANOVA seguida de teste Tukey-Kramer (Zar 1999).

Para verificar se as proporções entre o número de espécies e indivíduos exclusivos diferiram entre as áreas, foi realizado um teste qui-quadrado (Zar 1999). O volume de indivíduos comuns a mais de uma área e exclusivos a apenas uma área foi utilizado test t (Zar 1999). A proporção de indivíduos em classes de altura também foi testada com qui-quadrado (Zar 1999).

Nas populações de espécies que ocorreram em mais de uma área, foram realizadas comparações de densidade e volume médios entre as áreas utilizando o test t (Zar 1999). Em todas as análises, quando os dados não apresentavam distribuição normal, os mesmos foram logaritimizadas

RESULTADOS

No total foram amostrados 882 indivíduos e 102 espécies nas três áreas (Anexo 1). Na área intermediária foram verificados os maiores valores absolutos de abundância, densidade e riqueza. Na área avançada foram verificados os maiores valores do índice de diversidade, equabilidade e área basal (Tabela 1). O coeficiente de similaridade de Jaccard entre a área intermediária e avançada foi de $CS_j = 29,21\%$. A área inicial é muito diferente da área intermediária ($CS_j = 5,79\%$) e da avançada ($CS_j = 3,33\%$).

Comparações estruturais entre as comunidades

A área intermediária apresentou os maiores valores médios de abundância em relação às demais, as quais não apresentaram diferenças entre si ($r^2 = 0,70$; $F_{2,39} = 43,38$; $P < 0,05$) (Figura 1a).

A riqueza média foi distinta entre as três áreas ($r^2 = 0,73$; $F_{2,39} = 51,95$; $P < 0,05$), sendo que na área intermediária o valor foi maior que a área avançada e a inicial (Figura 1b). Relações semelhantes são encontradas na riqueza total de cada área (Tabela 1).

Os valores de volume diferiram nas três áreas ($r^2 = 0,16$; $F_{2,39} = 3,71$; $P < 0,05$). Os maiores valores foram encontrados na área avançada, que diferiu da área inicial. A área intermediária teve o segundo maior valor, porém, não diferiu de nenhuma das outras duas (Figura 1c).

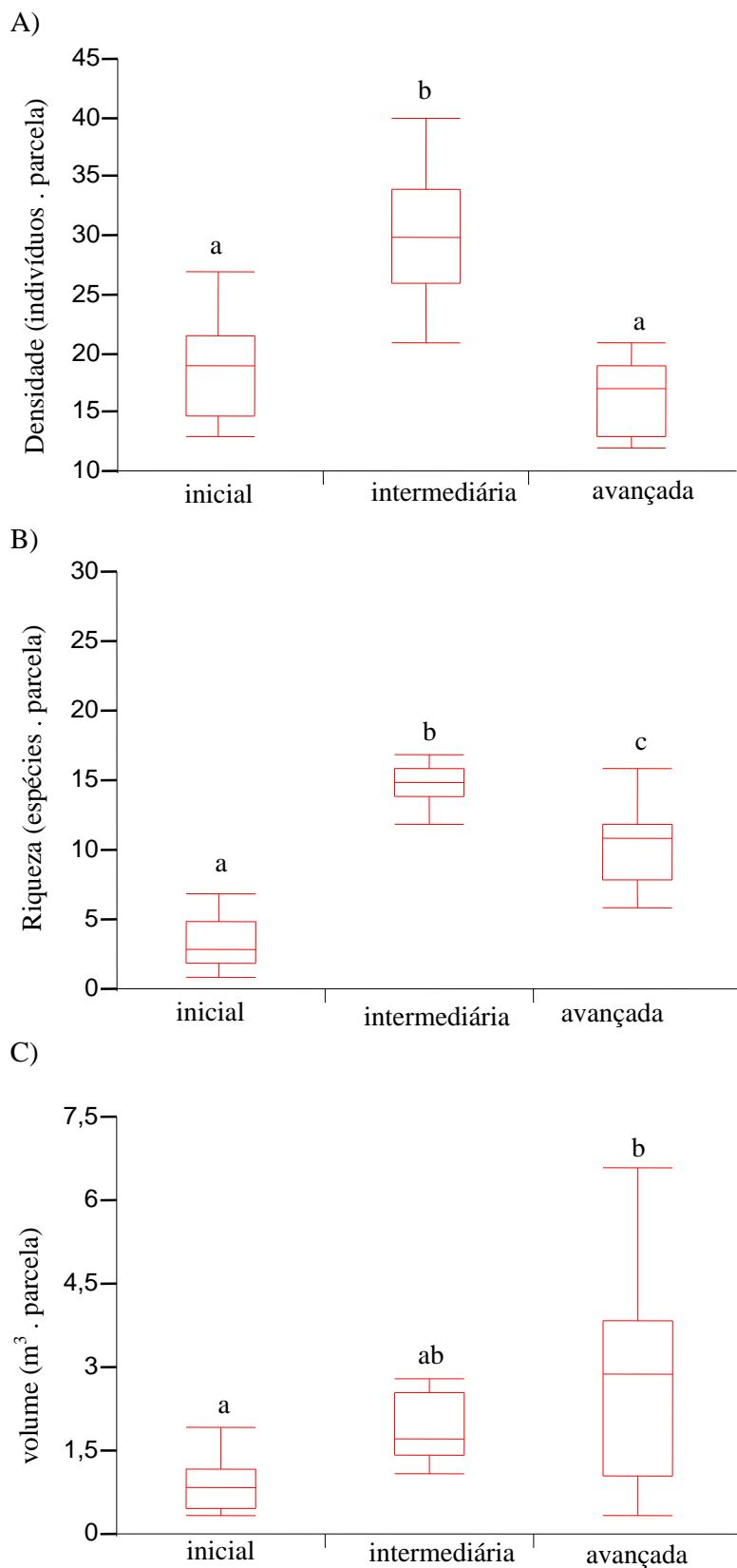
A proporção do número de indivíduos apresentando perfílhos apresentou diferenças entre as três áreas ($\chi^2 = 18,02$; $GL = 2$; $P < 0,05$). A maior proporção de indivíduos perfilhados foi encontrado na área avançada (15,2%), seguida pela inicial (13,5 %) e intermediária (5,9 %). O número médio de perfílhos ($1,17 \pm 0,51$ na área inicial, $1,09 \pm 0,35$ na intermediária e $1,17 \pm 0,69$ na área avançada) não diferiu entre as três áreas ($r^2 = 0,005$; $F_{2,881} = 2,55$; $P > 0,05$).

A distribuição das classes de altura dos indivíduos apresentou proporções distintas nas três áreas ($\chi^2 = 107,02$; $GL = 6$; $P < 0,05$). É possível observar que a classe 1, que compreende indivíduos com alturas até 5 m é a que apresenta o maior número de indivíduos em todas as áreas (Figura 2).

TABELA 1 - Valores estruturais gerais das três áreas de Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR.

	inicial	intermediária	avançada
Área amostrada (m ²)	1000	1500	1500
Número de indivíduos amostrados	189	451	242
Densidade total (ind.ha ⁻¹)	1890	3006	1600
Riqueza total	9	63	56
Índice de Shannon (H')	1,05	3,20	3,22
Equabilidade de Pielou (E)	0,48	0,77	0,80
Área basal total (m ² .ha ⁻¹)	21,5	34,8	40,1

FIGURA 1 – Valores médios (\pm erro padrão) da abundância (A), riqueza (B) e volume (C) nas três áreas de Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR. Áreas seguidas da mesma letra não diferem.



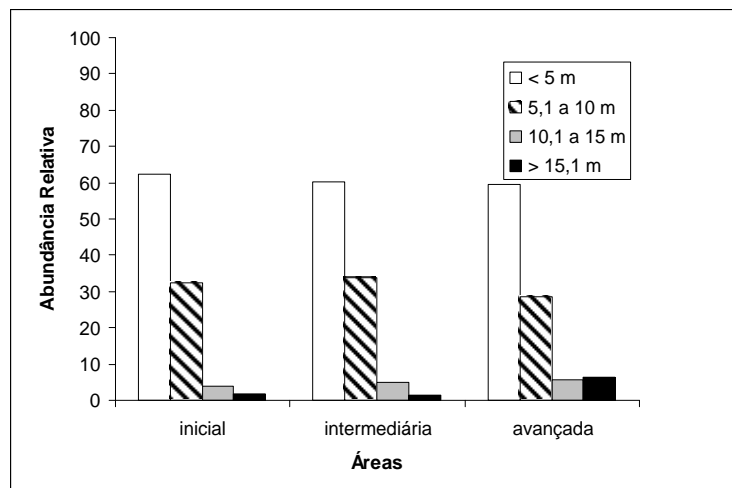


FIGURA 2– Distribuição dos indivíduos entre as classes de altura em três áreas de Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR.

Comparações entre populações comuns às áreas

A proporção entre o número de espécies comuns e restritas não apresentou diferenças entre as três áreas ($\chi^2=0,0009$; $G=:2$; $P> 0,05$), com 53,8% (avançada), 55,5 (inicial) e 57,1% (intermediária) das espécies sendo exclusivas. Porém, a abundância dos indivíduos de espécies comuns e restritas apresentaram diferenças entre as três áreas ($\chi^2=29,26$; $G=:2$; $P< 0,05$), com a maior proporção de indivíduos de espécies exclusivos na área avançada (38,1%), seguida pelas áreas inicial (31,2%), e intermediária (19,5%).

O volume médio dos indivíduos das espécies exclusivas da área inicial e intermediária foi menor que das espécies em comum ($t= 4,05$; $P< 0,05$; Figura 3a e $t= 4,79$; $P< 0,05$; Figura 3b), enquanto que na área avançada essas diferenças não foram observadas ($t= 1,86$; $P> 0,05$; Figura 3c).

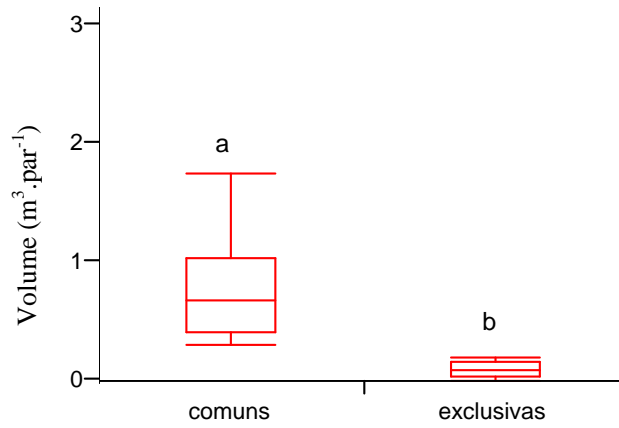
Em termos gerais, as populações das espécies que ocorrem em mais de uma área não apresentaram grandes diferenças em termos de abundância e volume (Tabela 2). As abundâncias de *Rudgea jasminoides* e *Sloanea guianensis* foram menores na área intermediária em relação à

avançada, enquanto que para *Psychotria nuda* foi maior. *Tibouchina pulchra* teve decréscimo da área inicial para a intermediária. Em relação ao volume médio *Euterpe edulis*, *Rudgea jasminoides* e *Sloanea guianensis*, tiveram volume maior na área avançada.

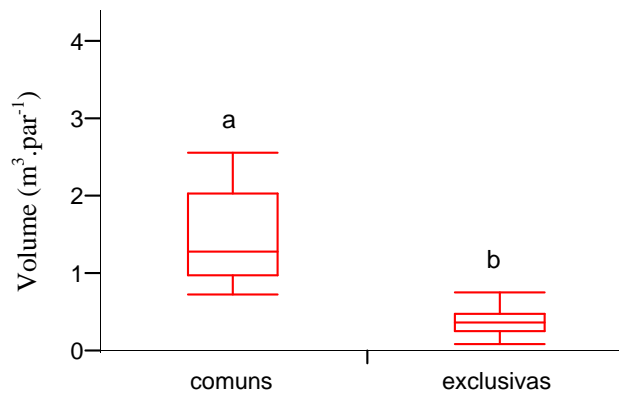
TABELA 2 - Densidade e volume médios das espécies comuns a mais de uma área da Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR. Áreas: INI: inicial; INT: intermediária e AVA: avançada. NS= valores não diferem pelo teste *t*. Traço: n = 2.

	Densidade média (ind.parcela ⁻¹)				Volume médio (m ³ .ind ⁻¹)			
	INI	INT	AVA	Teste <i>t</i>	INI	INT	AVA	Teste <i>t</i>
<i>Bathysa meridionalis</i>	-	5,33	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Cecropia pachystachya</i>	0,20	-	0,60	NS	-	-	-	NS
<i>Cabrlea canjerana</i>	-	0,06	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Casearia obliqua</i>	-	0,33	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Cupania oblongifolia</i>	0,10	0,66	0,06	NS	-	-	-	NS
<i>Cyathea phalerata</i>	-	0,40	0,40	NS	-	0,016	0,030	NS
<i>Euterpe edulis</i>	-	1,40	1,40	NS	-	0,019	0,030	P<0,05
<i>Guapira opposita</i>	-	0,93	0,60	NS	-	0,049	0,021	NS
<i>Guarea macrophylla</i>	-	0,13	0,06	NS	-	-	-	NS
<i>Hirtella hebeclada</i>	-	0,26	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	-	2,66	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Machaerium uncinatum</i>	-	0,20	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Marlierea obscura</i>	-	0,26	0,80	NS	-	0,008	0,134	NS
<i>Mollinedia schottiana</i>	-	0,40	0,40	NS	-	0,010	0,030	NS
<i>Nectandra membranacea</i>	-	0,53	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Pera glabrata</i>	0,30	0,53	-	NS	0,014	0,084	-	NS
<i>Pilocarpus pauciflorus</i>	-	0,13	0,26	NS	-	-	-	NS
<i>Pouteria venosa</i>	-	0,46	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Psychotria nuda</i>	-	0,80	2,46	P<0,05	-	0,008	0,012	NS
<i>Psychotria suterella</i>	-	1,20	0,40	NS	-	0,015	0,026	NS
<i>Quina glaziovii</i>	-	0,06	0,06	NS	-	-	-	NS
<i>Rollinia sericea</i>	-	0,13	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Rudgea jasminoides</i>	-	2,53	0,53	P<0,05	-	0,011	0,024	P<0,05
<i>Sloanea guianensis</i>	-	4,20	0,26	P<0,05	-	0,052	2,533	P<0,05
<i>Tapirira guianensis</i>	-	0,26	0,20	NS	-	-	-	NS
<i>Tibouchina pulchra</i>	12,40	0,13	-	P<0,05	-	-	-	NS
<i>Virola bicuhyba</i>	-	0,06	0,13	NS	-	-	-	NS

A)



B)



C)

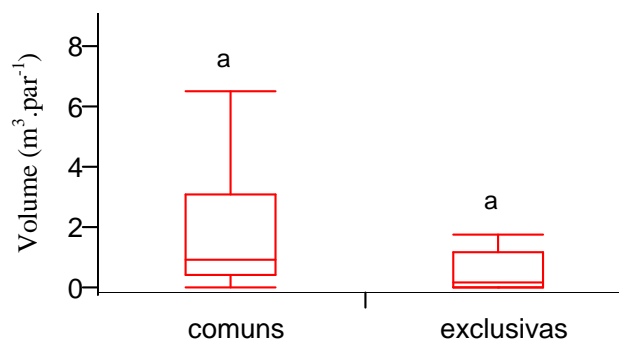


FIGURA 3 – Volume médio (\pm erro padrão) de indivíduos comuns e restritos a apenas uma área na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR. Áreas: A: inicial; B: intermediária e C: avançada.

DISCUSSÃO

As áreas de Floresta Atlântica em Antonina com 20, 80 e 120 anos apresentaram diferenças em termos florísticos e estruturais. As maiores diferenças dizem respeito à área inicial, que apresentou baixos valores de similaridade, diversidade e riqueza em comparação com as duas outras áreas. Valores de similaridade de áreas em estádios iniciais quando comparadas com áreas avançadas apresentam baixos valores, sendo que, com o avanço da sucessão essa dissimilaridade tende a diminuir (Guariguata & Ostertag 2001, De Walt *et al.* 2003, Brearly *et al.* 2004).

O número médio de espécies por parcela parece não ser um bom índice para avaliar a biodiversidade, porém, a riqueza média corrobora a riqueza total de cada área, assim, a riqueza média de cada parcela é uma amostra da riqueza total. A diversidade de Shannon na área inicial é um dos valores mais baixos já encontrados para florestas em fases sucessionais iniciais (Guapyassú 1995, Athayde 1997, Siminiski *et al.* 2004). Esses baixos valores devem-se a elevada densidade de *Tibouchina pulchra* (1240 ind.ha⁻¹), formando assim, densos agrupamentos. Também é possível que a baixa diversidade e riqueza da área inicial deva-se ao fato de que a mesma era utilizada como pastagem. Gramíneas exóticas, que formam barreiras para o estabelecimento de plântulas (Hooper *et al.* 2004), o podem ter dificultado a regeneração nesta área. O maior valor de diversidade encontrada na área avançada está relacionada ao tempo de desenvolvimento e ao tipo de distúrbio, que não foi tão acentuado (corte seletivo sem uso para agricultura), em comparação com as outras duas áreas.

Além da baixa riqueza, a área inicial apresentou densidade relativamente baixa. Uma das causas é a falta de indivíduos de espécies de sub-bosque, pois esse estrato, em áreas de florestas pouco alteradas é responsável pelos maiores valores de densidade (Guilherme *et al.* 2004). Os valores de densidade da área intermediária estão relacionados à grande cobertura do dossel, com um grande número de indivíduos de espécies que ocupam esse estrato (*Sloanea guianensis* e *Hyeronima alchorneoides*) e com sub-bosque bastante desenvolvido. Coelho *et al.* (2003) creditam

o aumento da densidade de fases intermediárias em comparação com áreas iniciais ao aparecimento de espécies de sub-bosque. Já a área avançada apresenta sub-bosque bastante desenvolvido, porém, o dossel apresenta indivíduos de grande porte, com densidades baixas. Estádios com idades semelhantes (50 a 100 anos) geralmente apresentam valores de densidade mais elevados quando comparadas com áreas primárias ou em estágios mais avançados (Brearley *et al.* 2004). Em Porto Rico, os maiores valores de densidade foram observados em áreas com 40 a 50 anos de desenvolvimento (Aide *et al.* 2000, Chinea 2002).

O acúmulo de biomassa e o aumento de área basal observado entre as áreas é uma das principais características da sucessão (Finergan 1996, Guariguata & Ostertag 2001). Estudos na Amazônia e Indonésia têm demonstrado que períodos compreendidos entre 60 a 100 anos não foram suficientes para que o volume e área basal fossem similares a florestas primárias (Saldarriaga *et al.* 1988, Turner *et al.* 1997). Em Porto Rico, Aide *et al.* (2000) afirmaram que a área basal aumenta rapidamente nos primeiros 25 anos e a área basal de área com 40 anos são menores quando comparadas com trechos de 70 anos. Contrastando os valores de aumento na área basal e volume ocorreu a diminuição da densidade da área intermediária em relação à avançada, o que indica aumento do porte dos indivíduos (Rubin *et al.* no prelo).

A maior proporções de indivíduos com caules múltiplos na área avançada, sugere não haver relação alguma entre o estabelecimento proveniente de sementes e por rebrotas com as idades das áreas. Segundo Kammesheidt (1998) não há relação direta entre o “status” sucessional das espécies e a capacidade de regenerar por rebrotos. A quantidade de rebrotos é inversamente proporcional à intensidade do distúrbio (Miller & Kauffman 1998). Estudos têm demonstrado que o número de indivíduos estabelecidos por meio de rebrotos pode ser muito similar aos estabelecidos por sementes (Uhl & Jordan 1984), mas na Floresta Atlântica esta relação pode ser muito diferente (Simões & Marques, no prelo).

Em termos estruturais, as maiores diferenças entre as áreas foram determinadas pelos indivíduos de espécies restritas, que são mais abundantes na área avançada. A maior proporção de

indivíduos de espécies exclusivos da área avançada não se deve apenas a espécies de estádios mais avançados de sucessão, mas também a algumas espécies pioneiras que estão ocupando clareiras. Tal fato demonstra o papel das clareiras na manutenção de espécies pioneiras no interior de áreas avançadas (Swaine & Whitmore 1988, Tabarelli & Mantovani 1999b). A área inicial é a segunda área com maior proporção de indivíduos exclusivos, o que parece estar relacionado com a grande habilidade dessas espécies para ocupar terrenos abandonados (Tabarelli & Mantovani 1999a), uma vez que não se estabelecem em ambientes em estádios mais avançados, que acabam sombreando o estrato inferior impedindo o seu estabelecimento (Denslow 1987).

Em relação à diminuição da densidade de espécies de estádios iniciais em comparação com áreas mais avançadas mostra claramente uma substituição de espécies (Hooper *et al.* 2004). Segundo o autor supracitado, algumas espécies pioneiras de vida longa podem estar presentes em áreas mais avançadas, porém em menores densidades. A diminuição da densidade de *Sloanea guianensis* da área intermediária em relação à avançada contrasta com o seu aumento de volume, o que indica aumento de porte dos indivíduos desta espécie (Parthasarathy 1999, Rubin *et al.* no prelo).

Uma das questões a ser respondida em relação à sucessão é o tempo necessário para que as áreas em sucessão atinjam valores estruturais próximos do que seriam as florestas primitivas (Brearley *et al.* 2004). Os dados relativos à riqueza, diversidade, equabilidade e comparações (abundância e volume) entre populações comuns às duas áreas mais avançadas mostram que os 80 anos foram suficientes para a recuperação dessas características.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDAR, M. P. M., GODOY, J. R. L. de, BERGMAN, J., JOLY, C. A. 2001. Atlantic Forest succession over calcareous soil, Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – Petar, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 455-469.
- AIDE, T. M., ZIMMERMAN, J. K., PASCARELLA, J. B., RIVERA, L. MARCANO-VEGA, H. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8: 328-338.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society* 141: 399-436.
- ATHAYDE, S.F. 1997. Composição florística e estrutura fitossociológica em quatro estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa Submontana, como subsídio ao manejo ambiental - Guaraqueçaba/PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- BALDISSERA, R., GANADE, G. 2005. Predação de sementes ao longo de uma borda de Floresta Ombrófila Mista e pastagem. *Acta Botanica Brasilica* 19: 161-165.
- BREARLEY, F. Q., PRAJADINATA, S., KIDD, P. S., PROCTOR, J., SURIANTATA. 2004. Structure and floristic of an old secondary rain forest in Central Kalimantan, Indonesia, and a comparison with adjacent primary forest. *Forest Ecology and Management* 195: 385-397.
- BUDOWSKI, G. 1965. Distribution of tropical american rainforest in the light of successional process. *Turrialba* 15: 2-42.
- CHINEA, J. D. 2002. Tropical forest succession on abandoned farms in the Humacao Municipality of eastern Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 167: 195-207.
- COELHO, R. F. R., ZARIN, D. J., MIRANDA, I. S., TUCKER, J. M. 2003. Análise florística e estrutural de uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanhal, Pará. *Acta Amazônica* 33: 563-581.
- DELANESI, P. E., OLIVEIRA-FILHO, A. T., FONTES, M. A. L. 2004. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. *Acta Botanica Brasilica* 18: 737-757.
- DE WALT, S. J., MALIAKAL, S. K., DENSLOW, J. S. 2003. Changes in vegetations structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182: 139-151.
- DENSLOW, J. S. 1987. Tropical rainforest gaps and species diversity. *Annual Review Ecology Systematics* 18: 431-452.
- FERRETI, A. R., BRITTEZ, R. M. 2005. A restauração da Floresta Atlântica no litoral do estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. *In: Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso* (Galvão, A. P. M., Porfírio-da-Silva, eds). Embrapa, p. 87-102.

- FINEGAN, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession. *Tree* 11: 119-124.
- GEORGE, T. L. & ZACK, S. 2001. Spatial and temporal considerations in restoring habitat for wildlife. *Restoration Ecology* 9: 272-279.
- GUAPYASSÚ, M. S. 1994. Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa Submontana Morretes - Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- GUARIGUATA, M. R., OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.
- GUILHERME, F. A. G., MORELLATO, L. P. C., ASSIS, M. A. 2004. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 27: 725-737.
- HOLL, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, micro-climate and soil. *Biotropica* 31: 229-242.
- HOOPER, E. R., LEGENDRE, P., CONDIT, R. 2004. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panamá. *Ecology* 85: 3313-3326.
- IBGE, 1992. Manual Técnico da Vegetação Brasileira: Série Manuais Técnicos em Geociências 1, Rio de Janeiro, 92p.
- IPARDES. 1991. Diagnóstico físico-ambiental da Serra do Mar: área Sul. Curitiba, IPARDES, 2 v., 107p.
- KAMMESHEIDT, L. 1998. The role of tree sprouts in the restoration of stand structure and species diversity in tropical moist forest after slash-and-burn agriculture in Eastern Paraguay. *Plant Ecology* 139: 155-165.
- KAMMESHEIDT, L. 1999. Forest recovery by root suckers and above-ground sprouts after slash-and-burn agriculture, fire and logging in Paraguay and Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 15: 143-157.
- KENNARD, D. K., GOULD, K., PUTZ, F. E., FREDERICKSEN, T. S., MORALES, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162:197-208.
- KLEIN, R. M. 1980. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia* 31:1-389.
- LEITÃO FILHO, H. F. 1994. Diversity of arboreal species in Atlantic Rain Forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 66: 91-96.
- SOUZA, F. M., BATISTA, J. L. F. 2004. Restoration of seasonal semideciduos Forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* 191:185-200.

- MARTINEZ-GARZA, C., HOWE, H. F. 2003. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. *Journal of Applied Ecology* 40: 423-429.
- MILLER, P. M., KAUFFMAN, J. B. 1998. Seedling and sprout response to slash and burn agriculture in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 30: 538-546.
- MORELLATO, L. P. C., HADDAD, C. F. B. 2000. The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32: 786-792.
- MÜELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, New York.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B., KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NASCIMENTO, F. H. F. 1994. Sucessão inicial na Mata Atlântica sobre a Serra de Paranapiacaba, Ribeirão Grande, SP. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- PARROTTA, J. A., KNOWLES, O. H., WUNDERLE, J. M. 1997. Development of floristic diversity in 10-years-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management* 99: 21-42.
- PARTHASARATHY, N. 1999. Tree diversity and distribution in undisturbed and human-impacted sites of tropical wet evergreen forest in southern Western Ghats, India. *Biodiversity and Conservation* 8: 1365-1381.
- PEIXOTO, A. L., GENTRY, A. H. 1990. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 13: 19-25.
- PEÑA-CLAROS, M., BOO, H. 2002. The effect of forest successional stage on seed removal of tropical rain forest tree species. *Journal of Tropical Ecology* 18: 261-274.
- PICKETT, S. T. A., PARKER, V. T., FIEDLER, P. 1992. The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. *In Conservation ecology: the theory and practice of nature conservations, preservation and management* (Fiedler, P. & JAINS). New York:Spring-Verlag, p. 65-68.
- RUBIN, B. D., MANION, P. D., FABER-LANGENDOEN, D. Diameter distribution and structural sustainability in forest. *Forest Ecology and Management*. No prelo.
- SALDARRIAGA, J. G., WEST, D. C., THRP, M. L., UHL, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology* 76: 938-958.
- SILVA, S. M. 2003. A Floresta Atlântica no Paraná. In: Fernandes, C. R. Floresta Atlântica: Reserva da Biosfera.

SIMINISKI, A., MANTOVANI, M., REIS, M. S., FANTINI, A. C. 2004. Sucessão florestal secundária no município de São Pedro de Alcântara, Litoral de Santa Catarina: estrutura e diversidade. *Ciência Florestal* 14: 21-33.

SIMÕES, C. G. & MARQUES, M. C. M. 2006. The role of sprouts in the restoration of Atlantic Rain Forest in southern Brazil. *Restoration Ecology* (no prelo).

SOS MATA ATLÂNTICA. 2002. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 1995-2000. Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, São Paulo.

SPVS/TNC (Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental/The Nature Conservance). 2000. Projeto de Restauração da Floresta Atlântica. Curitiba. 17p.

STEINIGER, M. K. 2000. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 16: 689-708.

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

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1999a. A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* 59: 239-250.

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

THOMLINSON, J. R., SERRANO, M. I., LÓPEZ, T., AIDE, T. M., ZIMMERMAN, J. K. 1996. Land-use dynamics in a post-agriculture Puerto Rican landscape (1936-1988). *Biotropica* 28: 525-536.

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: 175-792.

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.

TURNER, I. M., WONG, Y. K., CHEW, P. T. IBRAHIM, A. B. 1997. Tree species richness in primary and old secondary tropical forest in Singapore. *Biodiversity Conservation* 6: 537-543.

UHL, C., JORDAN, C. F. 1984. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. *Ecology* 65: 1476-1490.

UHL, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* 75: 377-407.

UHL, C., BUSCHBACHER, R., SERRAO, E. A. S. 1998. Abandoned pastures in eastern Amazonia: I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-681.

ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey. 666p.

ANEXO 1

Composição florística e abundância das espécies arbóreas de três áreas da Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR. INI: inicial, INT: intermediária e AVA: avançada.

Família	Espécie	INI	INT	AVA
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.		4	2
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.		2	
	<i>Rollinia emarginata</i> Schlttdl.			1
	<i>Rollinia sericea</i> (R.E. Fr.) R.E. Fr.		2	2
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.		2	
Aquifoliaceae	<i>Ilex theazans</i> Mart.		2	
	<i>Ilex</i> sp			2
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret		5	
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.		22	22
Asteraceae	<i>Vernonia puberula</i> Less.			1
Bignoniaceae	<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) G. Nicholson			2
Cannellaceae	<i>Capsicodendron dinisii</i> (Schwacke) Occhioni			1
Celastraceae	<i>Maytenus alaternoides</i> Reissek		1	
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi			1
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.		4	2
Cyatheaceae	<i>Cyathea corcovadensis</i> (Raddi) Domin		3	
	<i>Cyathea phalerata</i> Mart.		6	6
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.		63	4
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.		12	
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.		6	
	<i>Maprounea brasiliensis</i> A. St.-Hil.		1	
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	3	8	
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.		3	
	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	2		
	<i>Inga edulis</i> Mart.			2
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.		2	
	<i>Machaerium uncinatum</i> (Vell.) Benth.		3	2
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms			3
	<i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel		1	
	<i>Pseudopiptadenia warmingii</i> (Benth.) G.P. Lewis & M.P. Lima		1	
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake			1
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	3		

Anexo 1 - Continuação

		INI	INT	AVA
	Indeterminada			1
Lamiaceae	<i>Aegiphilla sellowiana</i> Cham.			1
Lauraceae	<i>Nectandra leucantha</i> Nees & Mart.		1	
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.		8	2
	<i>Ocotea catharinensis</i> Mez		1	
	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez			2
	<i>Ocotea elegans</i> Mez		2	
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze		1	
Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i> (A. St. Hil.) Spreng.			1
Melastomataceae	<i>Leandra dasytricha</i> (A.Gray) Cogn.			2
	<i>Miconia cabucu</i> Hohene		4	
	<i>Miconia cinerascens</i> Miq. var <i>robusta</i>	10		
	<i>Tibouchina pulchra</i> (Cham.) Cogn.	124	2	
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.		1	2
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl		2	1
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins		6	6
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.		2	
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.		1	2
Mysinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	43		
Myrtaceae	<i>Calycorectes australis</i> D. Legrand			1
	<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.		1	
	<i>Calyptranthes strigipes</i> O. Berg			1
	<i>Campomanesia reitziana</i> D. Legrand		1	
	<i>Eugenia catharinensis</i> D. Legrand		1	
	<i>Eugenia</i> cf <i>cerasiflora</i> Miq.		3	
	<i>Eugenia</i> cf <i>magnibracteolata</i> Mattos & D. Legrand			2
	<i>Eugenia melanogyna</i> (D. Legrand) Sobral			1
	<i>Eugenia prasina</i> O. Berg		1	
	<i>Eugenia stigmatorosa</i> DC.		2	
	<i>Eugenia</i> cf <i>uruguayensis</i> Cambess			2
	<i>Eugenia</i> sp 01		1	
	<i>Eugenia</i> sp 02		1	
	<i>Eugenia</i> sp 03		1	
	<i>Eugenia</i> sp 04			2

Anexo 1 - Continuação

		INI	INT	AVA
	<i>Marlierea reitzii</i> D. Legrand		1	
	<i>Marlierea obscura</i> O. Berg		4	12
	<i>Marlierea sylvatica</i> (Gardner) Kiaersk.		1	
	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.			45
	<i>Myrcia spectabilis</i> DC.			7
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.		1	
	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel			1
	Indeterminada			1
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz		14	9
Phyllanthaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão		40	2
Picramniaceae	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.			1
Piperaceae	<i>Piper cernuum</i> Vell.			1
Quiinaceae	<i>Quiina glaziovii</i> Engl.		1	1
Rubiaceae	<i>Alibertia concolor</i> (Cham.) K. Schum.			1
	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.		4	
	<i>Bathysa meridionalis</i> L.B. Sm. & Downs		80	2
	<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.		18	6
	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra		12	37
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.			1
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.		38	8
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		1	
	<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A. St.-Hil.		2	4
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		4	
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.		5	2
Sapindaceae	<i>Allophyllus petiolatus</i> Radlk.			1
	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	1	10	1
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.		2	
	<i>Matayba juglandifolia</i> Radlk.		6	
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.			2
	<i>Chrysophyllum</i> sp		4	
	<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni		7	2
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	2		9
	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.			3
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	1		

This document was created with Win2PDF available at <http://www.win2pdf.com>.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.
This page will not be added after purchasing Win2PDF.

CAPITULO I

Características estruturais de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica em Antonina, PR¹

¹ Artigo preparado segundo normas da Revista Brasileira de Botânica

ABSTRACT (Structural characterization of vegetal communities through a chronosequence in Atlantic Forest, Antonina, PR). We characterized the tree structure of three Atlantic Forest patches at the coast of Paraná, in order to detect differences on the structure of communities through a successional process, and aiming to subsidize future vegetation restoring projects. The studied area was in the “Reserva Natural Rio Cachoeira”, where three patches were chosen due to the amount of time since the last anthropic disturbance (mostly agriculture and lodging), which was approximately 20 years (here on called “young forest”), 80 (“maturing forest”) and 120 years (“mature forest”). The young forest presented smaller richness, diversity, basal area and volume. The maturing forest presented higher density and richness. The mature forest presented higher diversity, equitability and volume. Diversity, basal area and volume were significantly different among the three areas. There are no important differences among the structures of populations of species that are shared by the three areas, this suggesting that the differences found among the areas are probably more influenced by species and individuals from the species that are exclusive in each area.

Keywords: Secondary succession, biodiversity, Tropical Forest, Conservation.

RESUMO (Características estruturais de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica em Antonina, PR): Neste trabalho foi feita a caracterização estrutural do estrato arbóreo de três áreas de Floresta Atlântica no litoral do Paraná, objetivando detectar diferenças estruturais ao longo do processo sucessional, visando subsidiar futuros planos de recomposição da vegetação. O estudo foi realizado na Reserva Natural Rio Cachoeira, onde foram escolhidas três áreas cujos históricos indicavam a ocorrência de corte da vegetação há aproximadamente 20 (floresta jovem), 80 (floresta em amadurecimento) e 120 anos (floresta madura). A área jovem apresentou a menor riqueza, diversidade, área basal e volume. A área com floresta em amadurecimento apresentou os maiores valores de densidade e riqueza. Na área madura foi observado o maior valor de diversidade, equabilidade e volume. Observaram-se algumas diferenças consideráveis, em termos de diversidade, área basal e volume entre as florestas em diferentes estádios. Comparações estruturais entre populações que ocorrem em mais de uma área não mostraram grandes diferenças, sugerindo que algumas diferenças estruturais podem estar sendo mais fortemente influenciadas por espécies e indivíduos de espécies exclusivas em cada área.

Palavras-chave: Sucessão secundária, biodiversidade, Floresta Tropical, riqueza, conservação.

INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica originalmente cobria cerca de 1.350.000 km² e ocupava áreas em 17 estados, estendendo-se do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul. Essa área correspondia a aproximadamente 15% do território brasileiro, segundo os limites da Floresta Atlântica, gerados de acordo com o Decreto Federal 750/93 (SOS Mata Atlântica 2002). Hoje, segundo o mesmo instituto, restam apenas 5 a 7% da cobertura florestal original. Apresenta grande riqueza, tanto animal como vegetal, e é considerada um “hotspot” para a conservação da biodiversidade (Myers *et al.* 2000). A retirada de madeiras e posterior conversão da floresta em áreas para agricultura e pastagem, assim como a grande fragmentação, têm contribuído para altas taxas de extinção de espécies (Morellato & Haddad 2000).

O termo Floresta atlântica pode ter duas conotações, a Floresta Atlântica *sensu stricto*, que é a Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 1992), também conhecida por Floresta Pluvial Subtropical da Encosta Atlântica (Maack, 1981). É encontrada nas regiões costeiras e regiões de encostas ocupando elevações geralmente inferiores a 1000 m de altitude (Morellato & Haddad 2000). Já a Floresta Atlântica *sensu lato* compreende as fitofisionomias florestais do interior (Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, além de manguezais, restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais do Nordeste, segundo decreto 750/93 do CONAMA).

Atualmente, extremamente fragmentada, a Floresta Atlântica está reduzida a manchas disjuntas, concentradas nas regiões Sudeste e Sul, principalmente em locais de topografia acidentada, inadequada às atividades agrícolas, e em unidades de conservação (Leitão Filho 1994). Embora a Floresta Atlântica no Paraná represente um dos melhores remanescentes da formação em termos de conservação no Brasil, diversas áreas de serras e planícies estão recobertas atualmente por formações secundárias em diferentes estádios sucessionais (Silva 2003).

Florestas secundárias em áreas tropicais são altamente prioritárias para a conservação da diversidade, tanto vegetal quanto animal (De Walt *et al.* 2003, Brearley *et al.* 2004). Muitos locais podem ser usados para agricultura por muitos anos e eventualmente alguns são abandonados por apresentar produtividade reduzida ou devido a mudanças econômicas ou sócio-políticas (Thomlinson *et al.* 1996). Em consequência, as florestas secundárias estão tornando-se cada vez mais comuns em paisagens tropicais.

Um fator determinante para o desenvolvimento das mudanças estruturais de uma área é o estabelecimento de espécies. Pode-se destacar a presença de rebrotos (Kennard *et al.* 2002, Kammesheidt 1999), que assim como a presença de banco de sementes é muito dependente do tempo em que as áreas foram utilizadas (Souza & Batista 2004). Outro fator determinante é a distância dessas áreas à fonte de sementes, que por sua vez é dependente da presença de dispersores (Uhl 1987, Uhl *et al.* 1988, Parrotta *et al.* 1997, Holl 1999). Após a chegada, as sementes encontram barreiras, tais como a predação (Peña-Claros & Boo 2002; Baldissera & Ganade 2005) e a competição com espécies exóticas (Hooper *et al.* 2004). Fatores relacionados a compactação e tipos de solos também são cruciais (Dalanesi *et al.* 2004). Esses fatores influenciam de modo significativo a composição e a estrutura das comunidades, assim como a direção tomada pela sucessão (Budowki 1965, Pickett *et al.* 1992, Guariguata & Ostertag 2001).

O processo de sucessão secundária varia em escala, intensidade e frequência do distúrbio, determinando a velocidade da sucessão (Martinez-Garza & Howe 2003). Áreas em desenvolvimento sucessional podem recuperar a riqueza em poucas décadas (Guariguata & Ostertag 2001). Porém, a composição florística pode ser muito diferente quando comparadas às florestas “maduras” (Pickett *et al.* 1992, Finegan 1996, Guariguata & Ostertag 2001).

As florestas secundárias apresentam algumas características, tanto abióticas quanto bióticas, que se modificam com o decorrer do processo sucessional, tais como recuperação das características físicas e biológicas do solo, aumento da riqueza, biomassa e complexidade estrutural

e, por fim, entrada de espécies características de áreas avançadas (Steininger 2000, Aide *et al.* 2000; Guariguata & Ostertag 2001, Chinea 2002).

Alguns estudos com enfoque sucessional foram realizados no litoral do Paraná (Guapyassú 1994, Athayde 1997), e no estado de São Paulo (Nascimento 1994, Torezan 1995, Tabarelli & Mantovani 1999, Aidar *et al.* 2001). Porém, esses trabalhos são estudos fitossociológicos e há poucas informações a respeito de valores estruturais médios que possam ser utilizados em comparações.

Em relação a perspectivas de conservação, torna-se cada vez mais importante o conhecimento da estrutura de florestas secundárias em relação ao tempo que é dado para que essas áreas atinjam valores estruturais próximos do que seriam as florestas primitivas (Brearley *et al.* 2004).

Levando-se em consideração a alta pressão que os remanescentes de Floresta Atlântica sofreram nas últimas décadas, resultando em extrema redução e fragmentação do Bioma, o presente trabalho tem como objetivo examinar as mudanças estruturais de três áreas florestais com idades distintas. Dessa forma, busca-se auxiliar na elaboração de estratégias para a eficiente conservação de remanescentes de florestas secundárias que compõem a Floresta Atlântica, pois para que um projeto de restauração seja eficiente e desempenhe importante papel para a biodiversidade, deve incluir processos de sucessão natural (George & Zack 2001). As questões que norteiam a pesquisa são: 1) Existem diferenças estruturais (abundância, riqueza e volume médios) entre as três áreas? 2) Há diferenças estruturais (densidade e volume) entre as populações das espécies em comum?

MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado na Reserva Natural Rio Cachoeira, município de Antonina-PR, pertencente à Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental – SPVS. A reserva abrange área de 8.600 ha e está localizada próxima às coordenadas 25°19'15''S e 45°42'24''W. A Reserva compreende trechos da encosta da Serra do Mar e da planície litorânea, chegando até a baía de Antonina, estando incluída dentro dos limites da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba. As grandes modificações provocadas pela antropização sobre o meio natural na região acentuaram-se no final do século XIX e início do século XX, durante o período de prosperidade sócio-econômica decorrente do desenvolvimento da produção e da comercialização de produtos agrícolas (SPVS/TNC 2000).

Nas proximidades da reserva, a maior parte das áreas sofreu intervenção humana, com exploração seletiva de madeira na base das encostas e desmatamento nas planícies para instalação de pastagens e culturas agrícolas. As comunidades do entorno da reserva vivem principalmente da pesca, cultivo de banana, arroz, gengibre, mandioca, hortaliças, dentre outras. Nas grandes propriedades, a atividade principal é a pecuária, principalmente de búfalos asiáticos (SPVS/TNC 2000).

Segundo a classificação de Köeppen, o clima da região é considerado Af, chuvoso tropical sempre úmido, com temperatura média de 21,1° C, sem estação seca e geadas pouco frequentes. A precipitação anual varia entre 2.500 e 3.000 mm, com período de maior pluviosidade nos meses de janeiro, fevereiro e março (IPARDES 1991).

A vegetação da Reserva é classificada como Floresta Ombrófila Densa (IBGE 1992), ocupando as encostas a partir da planície litorânea até 500m de altitude.

Na Reserva ocorrem Neossolos, Cambissolos, Argissolos e Gleissolos. Especificamente nas parcelas escolhidas para o estudo, predominam Cambissolos (área inicial e avançada) e Argissolos (área intermediária) (Ferretti & Britez 2005).

Foram escolhidas três áreas, em estádios sucessionais distintos de Floresta Ombrófila Densa Submontana (IBGE 1992) na localidade conhecida como Gervásio. A escolha das áreas levou em conta o mapeamento da vegetação sobreposto ao mapa de solo e aerofotos. O histórico de perturbação foi averiguado através de entrevistas com antigos moradores. As áreas aqui denominadas inicial, intermediária e avançada tem aproximadamente 20, 80 e 120 anos, respectivamente:

Foram estabelecidas, em cada área, parcelas quadradas de 10 x 10 m, não contínuas (com aproximadamente dois metros de distância entre si), onde foram amostrados todos os indivíduos com circunferência à altura do peito = 15 cm (diâmetro = 4,8 cm). Cada indivíduo amostrado foi identificado, numerado e teve anotadas a circunferência e a altura. A partir destes dados foi calculado o volume de cada indivíduo através da fórmula (Tilki & Fisher, 1998):

$$V = d^2 \cdot h \cdot 0,4$$

Onde

v: volume; d: diâmetro, h: altura e 0,4 fator de correção.

O número de parcelas em cada área foi determinado pela curva espécie/área (Müeller-Dombois & Ellenberg 1974), plotadas a partir da média dos ordenamentos de 10 simulações. Assim, na área inicial foram alocadas 10 parcelas (totalizando 1000 m²) e nas áreas intermediária e avançada foram alocadas 15 parcelas (1500 m²).

Em cada área foram calculados os valores totais de abundância, densidade, riqueza, área basal, índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e índice de equabilidade de Pielou (J'). A similaridade entre as áreas foi realizada pelo coeficiente de Jaccard.

Para comparar os parâmetros estruturais (abundância, riqueza, volume e número de perfilhos) entre as áreas, as médias foram comparadas por ANOVA seguida de teste Tukey-Kramer (Zar 1999).

Para verificar se as proporções entre o número de espécies e indivíduos exclusivos diferiram entre as áreas, foi realizado um teste qui-quadrado (Zar 1999). O volume de indivíduos comuns a mais de uma área e exclusivos a apenas uma área foi utilizado test t (Zar 1999). A proporção de indivíduos em classes de altura também foi testada com qui-quadrado (Zar 1999).

Nas populações de espécies que ocorreram em mais de uma área, foram realizadas comparações de densidade e volume médios entre as áreas utilizando o test t (Zar 1999). Em todas as análises, quando os dados não apresentavam distribuição normal, os mesmos foram logaritimizados

RESULTADOS

No total foram amostrados 882 indivíduos e 102 espécies nas três áreas (Anexo 1). Na área intermediária foram verificados os maiores valores absolutos de abundância, densidade e riqueza. Na área avançada foram verificados os maiores valores do índice de diversidade, equabilidade e área basal (Tabela 1). O coeficiente de similaridade de Jaccard entre a área intermediária e avançada foi de $CS_j = 29,21\%$. A área inicial é muito diferente da área intermediária ($CS_j = 5,79\%$) e da avançada ($CS_j = 3,33\%$).

Comparações estruturais entre as comunidades

A área intermediária apresentou os maiores valores médios de abundância em relação às demais, as quais não apresentaram diferenças entre si ($r^2=0,70$; $F_{2,39} = 43,38$; $P < 0,05$) (Figura 1a).

A riqueza média foi distinta entre as três áreas ($r^2=0,73$; $F_{2,39} = 51,95$; $P < 0,05$), sendo que na área intermediária o valor foi maior que a área avançada e a inicial (Figura 1b). Relações semelhantes são encontradas na riqueza total de cada área (Tabela 1).

Os valores de volume diferiram nas três áreas ($r^2=0,16$; $F_{2,39} = 3,71$; $P < 0,05$). Os maiores valores foram encontrados na área avançada, que diferiu da área inicial. A área intermediária teve o segundo maior valor, porém, não diferiu de nenhuma das outras duas (Figura 1c).

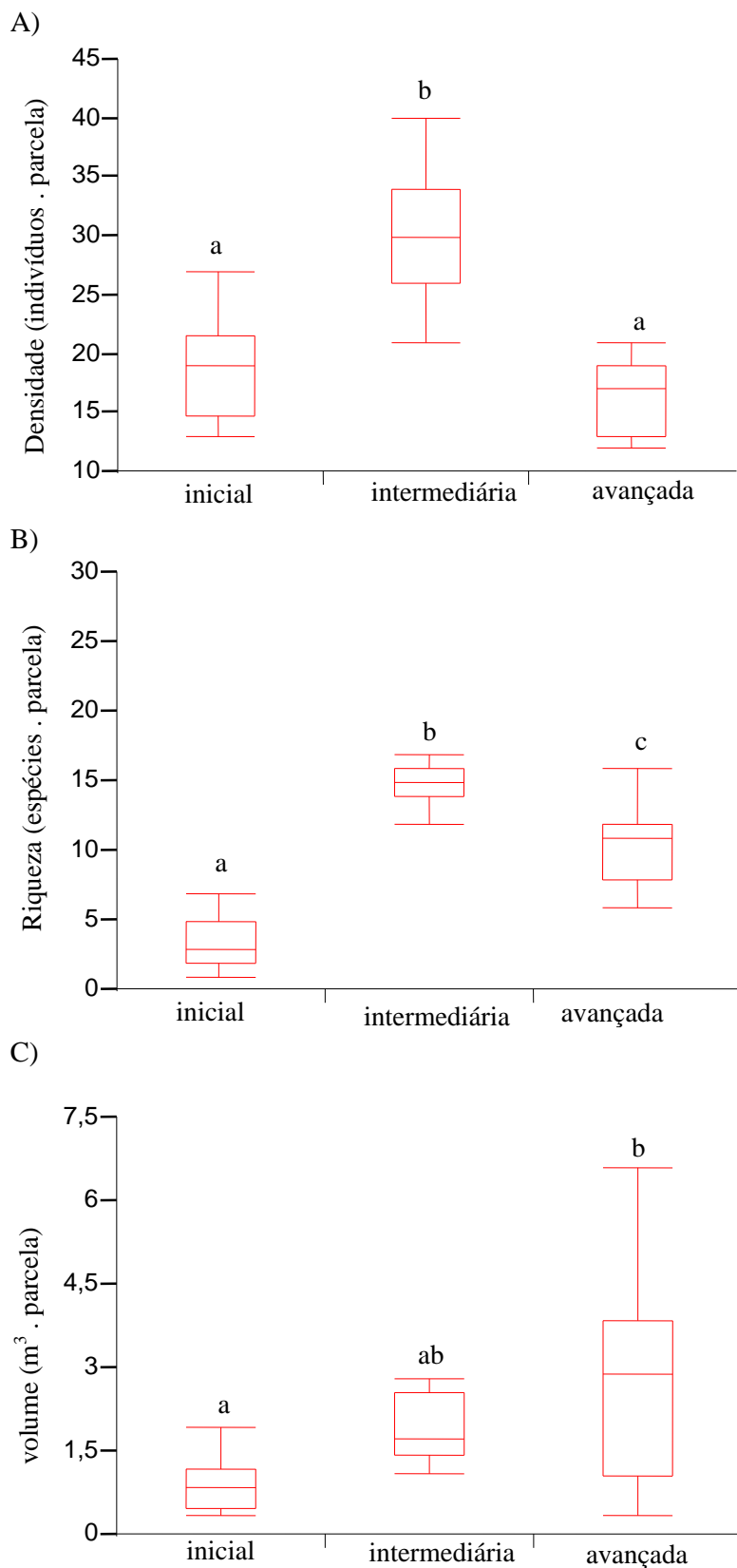
A proporção do número de indivíduos apresentando perfilhos apresentou diferenças entre as três áreas ($\chi^2=18,02$; $GL=2$; $P < 0,05$). A maior proporção de indivíduos perfilhados foi encontrado na área avançada (15,2%), seguida pela inicial (13,5 %) e intermediária (5,9 %). O número médio de perfilhos ($1,17 \pm 0,51$ na área inicial, $1,09 \pm 0,35$ na intermediária e $1,17 \pm 0,69$ na área avançada) não diferiu entre as três áreas ($r^2=0,005$; $F_{2,881} = 2,55$; $P > 0,05$).

A distribuição das classes de altura dos indivíduos apresentou proporções distintas nas três áreas ($\chi^2=107,02$; $GL=6$; $P < 0,05$). É possível observar que a classe 1, que compreende indivíduos com alturas até 5 m é a que apresenta o maior número de indivíduos em todas as áreas (Figura 2).

TABELA 1 - Valores estruturais gerais das três áreas de Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR.

	inicial	intermediária	avançada
Área amostrada (m ²)	1000	1500	1500
Número de indivíduos amostrados	189	451	242
Densidade total (ind.ha ⁻¹)	1890	3006	1600
Riqueza total	9	63	56
Índice de Shannon (H')	1,05	3,20	3,22
Equabilidade de Pielou (E)	0,48	0,77	0,80
Área basal total (m ² .ha ⁻¹)	21,5	34,8	40,1

FIGURA 1 – Valores médios (\pm erro padrão) da abundância (A), riqueza (B) e volume (C) nas três áreas de Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR. Áreas seguidas da mesma letra não diferem.



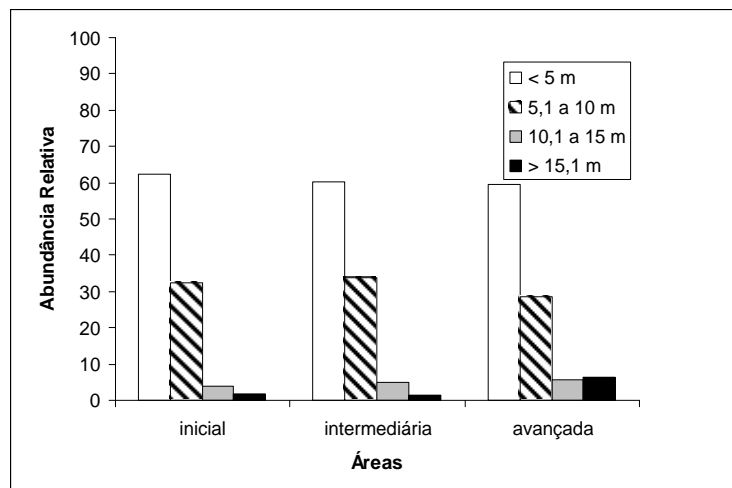


FIGURA 2– Distribuição dos indivíduos entre as classes de altura em três áreas de Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR.

Comparações entre populações comuns às áreas

A proporção entre o número de espécies comuns e restritas não apresentou diferenças entre as três áreas ($\chi^2=0,0009$; $G=:2$; $P> 0,05$), com 53,8% (avançada), 55,5 (inicial) e 57,1% (intermediária) das espécies sendo exclusivas. Porém, a abundância dos indivíduos de espécies comuns e restritas apresentaram diferenças entre as três áreas ($\chi^2=29,26$; $G=:2$; $P< 0,05$), com a maior proporção de indivíduos de espécies exclusivos na área avançada (38,1%), seguida pelas áreas inicial (31,2%), e intermediária (19,5%).

O volume médio dos indivíduos das espécies exclusivas da área inicial e intermediária foi menor que das espécies em comum ($t= 4,05$; $P< 0,05$; Figura 3a e $t= 4,79$; $P< 0,05$; Figura 3b), enquanto que na área avançada essas diferenças não foram observadas ($t= 1,86$; $P> 0,05$; Figura 3c).

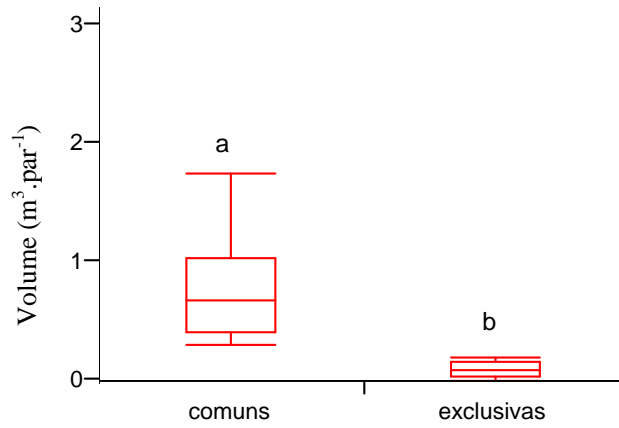
Em termos gerais, as populações das espécies que ocorrem em mais de uma área não apresentaram grandes diferenças em termos de abundância e volume (Tabela 2). As abundâncias de *Rudgea jasminoides* e *Sloanea guianensis* foram menores na área intermediária em relação à

avanzada, enquanto que para *Psychotria nuda* foi maior. *Tibouchina pulchra* teve decréscimo da área inicial para a intermediária. Em relação ao volume médio *Euterpe edulis*, *Rudgea jasminoides* e *Sloanea guianensis*, tiveram volume maior na área avanzada.

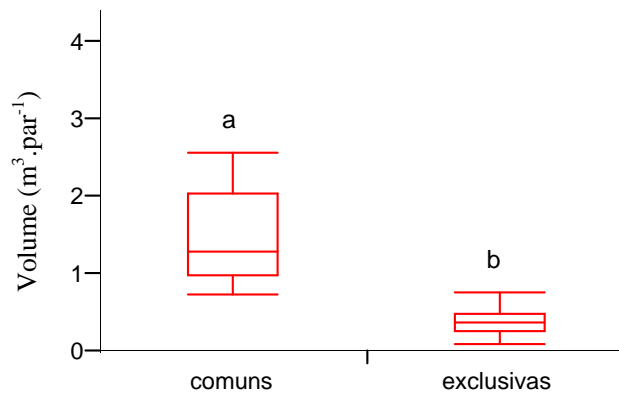
TABELA 2 - Densidade e volume médios das espécies comuns a mais de uma área da Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR. Áreas: INI: inicial; INT: intermediária e AVA: avanzada. NS= valores não diferem pelo teste *t*. Traço: n = 2.

	Densidade média (ind.parcela ⁻¹)				Volume médio (m ³ .ind ⁻¹)			
	INI	INT	AVA	Teste <i>t</i>	INI	INT	AVA	Teste <i>t</i>
<i>Bathysa meridionalis</i>	-	5,33	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Cecropia pachystachya</i>	0,20	-	0,60	NS	-	-	-	NS
<i>Cabrlea canjerana</i>	-	0,06	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Casearia obliqua</i>	-	0,33	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Cupania oblongifolia</i>	0,10	0,66	0,06	NS	-	-	-	NS
<i>Cyathea phalerata</i>	-	0,40	0,40	NS	-	0,016	0,030	NS
<i>Euterpe edulis</i>	-	1,40	1,40	NS	-	0,019	0,030	P<0,05
<i>Guapira opposita</i>	-	0,93	0,60	NS	-	0,049	0,021	NS
<i>Guarea macrophylla</i>	-	0,13	0,06	NS	-	-	-	NS
<i>Hirtella hebeclada</i>	-	0,26	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	-	2,66	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Machaerium uncinatum</i>	-	0,20	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Marlierea obscura</i>	-	0,26	0,80	NS	-	0,008	0,134	NS
<i>Mollinedia schottiana</i>	-	0,40	0,40	NS	-	0,010	0,030	NS
<i>Nectandra membranacea</i>	-	0,53	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Pera glabrata</i>	0,30	0,53	-	NS	0,014	0,084	-	NS
<i>Pilocarpus pauciflorus</i>	-	0,13	0,26	NS	-	-	-	NS
<i>Pouteria venosa</i>	-	0,46	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Psychotria nuda</i>	-	0,80	2,46	P<0,05	-	0,008	0,012	NS
<i>Psychotria suterella</i>	-	1,20	0,40	NS	-	0,015	0,026	NS
<i>Quina glaziovii</i>	-	0,06	0,06	NS	-	-	-	NS
<i>Rollinia sericea</i>	-	0,13	0,13	NS	-	-	-	NS
<i>Rudgea jasminoides</i>	-	2,53	0,53	P<0,05	-	0,011	0,024	P<0,05
<i>Sloanea guianensis</i>	-	4,20	0,26	P<0,05	-	0,052	2,533	P<0,05
<i>Tapirira guianensis</i>	-	0,26	0,20	NS	-	-	-	NS
<i>Tibouchina pulchra</i>	12,40	0,13	-	P<0,05	-	-	-	NS
<i>Virola bicuhyba</i>	-	0,06	0,13	NS	-	-	-	NS

A)



B)



C)

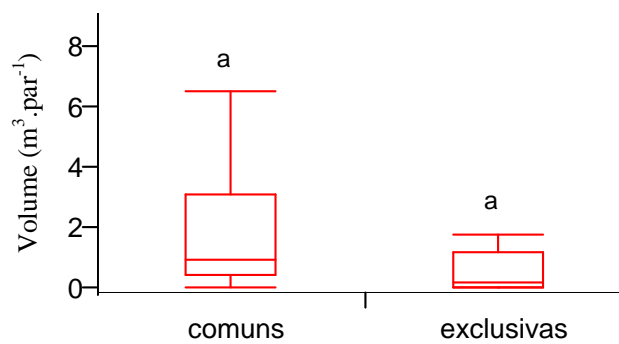


FIGURA 3 – Volume médio (\pm erro padrão) de indivíduos comuns e restritos a apenas uma área na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR. Áreas: A: inicial; B: intermediária e C: avançada.

DISCUSSÃO

As áreas de Floresta Atlântica em Antonina com 20, 80 e 120 anos apresentaram diferenças em termos florísticos e estruturais. As maiores diferenças dizem respeito à área inicial, que apresentou baixos valores de similaridade, diversidade e riqueza em comparação com as duas outras áreas. Valores de similaridade de áreas em estádios iniciais quando comparadas com áreas avançadas apresentam baixos valores, sendo que, com o avanço da sucessão essa dissimilaridade tende a diminuir (Guariguata & Ostertag 2001, De Walt *et al.* 2003, Brearly *et al.* 2004).

O número médio de espécies por parcela parece não ser um bom índice para avaliar a biodiversidade, porém, a riqueza média corrobora a riqueza total de cada área, assim, a riqueza média de cada parcela é uma amostra da riqueza total. A diversidade de Shannon na área inicial é um dos valores mais baixos já encontrados para florestas em fases sucessionais iniciais (Guapyassú 1995, Athayde 1997, Siminiski *et al.* 2004). Esses baixos valores devem-se a elevada densidade de *Tibouchina pulchra* (1240 ind.ha⁻¹), formando assim, densos agrupamentos. Também é possível que a baixa diversidade e riqueza da área inicial deva-se ao fato de que a mesma era utilizada como pastagem. Gramíneas exóticas, que formam barreiras para o estabelecimento de plântulas (Hooper *et al.* 2004), o podem ter dificultado a regeneração nesta área. O maior valor de diversidade encontrada na área avançada está relacionada ao tempo de desenvolvimento e ao tipo de distúrbio, que não foi tão acentuado (corte seletivo sem uso para agricultura), em comparação com as outras duas áreas.

Além da baixa riqueza, a área inicial apresentou densidade relativamente baixa. Uma das causas é a falta de indivíduos de espécies de sub-bosque, pois esse estrato, em áreas de florestas pouco alteradas é responsável pelos maiores valores de densidade (Guilherme *et al.* 2004). Os valores de densidade da área intermediária estão relacionados à grande cobertura do dossel, com um grande número de indivíduos de espécies que ocupam esse estrato (*Sloanea guianensis* e *Hyeronima alchorneoides*) e com sub-bosque bastante desenvolvido. Coelho *et al.* (2003) creditam

o aumento da densidade de fases intermediárias em comparação com áreas iniciais ao aparecimento de espécies de sub-bosque. Já a área avançada apresenta sub-bosque bastante desenvolvido, porém, o dossel apresenta indivíduos de grande porte, com densidades baixas. Estádios com idades semelhantes (50 a 100 anos) geralmente apresentam valores de densidade mais elevados quando comparadas com áreas primárias ou em estágios mais avançados (Brearley *et al.* 2004). Em Porto Rico, os maiores valores de densidade foram observados em áreas com 40 a 50 anos de desenvolvimento (Aide *et al.* 2000, Chinea 2002).

O acúmulo de biomassa e o aumento de área basal observado entre as áreas é uma das principais características da sucessão (Finergan 1996, Guariguata & Ostertag 2001). Estudos na Amazônia e Indonésia têm demonstrado que períodos compreendidos entre 60 a 100 anos não foram suficientes para que o volume e área basal fossem similares a florestas primárias (Saldarriaga *et al.* 1988, Turner *et al.* 1997). Em Porto Rico, Aide *et al.* (2000) afirmaram que a área basal aumenta rapidamente nos primeiros 25 anos e a área basal de área com 40 anos são menores quando comparadas com trechos de 70 anos. Contrastando os valores de aumento na área basal e volume ocorreu a diminuição da densidade da área intermediária em relação à avançada, o que indica aumento do porte dos indivíduos (Rubin *et al.* no prelo).

A maior proporções de indivíduos com caules múltiplos na área avançada, sugere não haver relação alguma entre o estabelecimento proveniente de sementes e por rebrotas com as idades das áreas. Segundo Kammesheidt (1998) não há relação direta entre o “status” sucessional das espécies e a capacidade de regenerar por rebrotos. A quantidade de rebrotos é inversamente proporcional à intensidade do distúrbio (Miller & Kauffman 1998). Estudos têm demonstrado que o número de indivíduos estabelecidos por meio de rebrotos pode ser muito similar aos estabelecidos por sementes (Uhl & Jordan 1984), mas na Floresta Atlântica esta relação pode ser muito diferente (Simões & Marques, no prelo).

Em termos estruturais, as maiores diferenças entre as áreas foram determinadas pelos indivíduos de espécies restritas, que são mais abundantes na área avançada. A maior proporção de

indivíduos de espécies exclusivos da área avançada não se deve apenas a espécies de estádios mais avançados de sucessão, mas também a algumas espécies pioneiras que estão ocupando clareiras. Tal fato demonstra o papel das clareiras na manutenção de espécies pioneiras no interior de áreas avançadas (Swaine & Whitmore 1988, Tabarelli & Mantovani 1999b). A área inicial é a segunda área com maior proporção de indivíduos exclusivos, o que parece estar relacionado com a grande habilidade dessas espécies para ocupar terrenos abandonados (Tabarelli & Mantovani 1999a), uma vez que não se estabelecem em ambientes em estádios mais avançados, que acabam sombreando o estrato inferior impedindo o seu estabelecimento (Denslow 1987).

Em relação à diminuição da densidade de espécies de estádios iniciais em comparação com áreas mais avançadas mostra claramente uma substituição de espécies (Hooper *et al.* 2004). Segundo o autor supracitado, algumas espécies pioneiras de vida longa podem estar presentes em áreas mais avançadas, porém em menores densidades. A diminuição da densidade de *Sloanea guianensis* da área intermediária em relação à avançada contrasta com o seu aumento de volume, o que indica aumento de porte dos indivíduos desta espécie (Parthasarathy 1999, Rubin *et al.* no prelo).

Uma das questões a ser respondida em relação à sucessão é o tempo necessário para que as áreas em sucessão atinjam valores estruturais próximos do que seriam as florestas primitivas (Brearley *et al.* 2004). Os dados relativos à riqueza, diversidade, equabilidade e comparações (abundância e volume) entre populações comuns às duas áreas mais avançadas mostram que os 80 anos foram suficientes para a recuperação dessas características.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDAR, M. P. M., GODOY, J. R. L. de, BERGMAN, J., JOLY, C. A. 2001. Atlantic Forest succession over calcareous soil, Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – Petar, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 455-469.
- AIDE, T. M., ZIMMERMAN, J. K., PASCARELLA, J. B., RIVERA, L. MARCANO-VEGA, H. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8: 328-338.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society* 141: 399-436.
- ATHAYDE, S.F. 1997. Composição florística e estrutura fitossociológica em quatro estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa Submontana, como subsídio ao manejo ambiental - Guaraqueçaba/PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- BALDISSERA, R., GANADE, G. 2005. Predação de sementes ao longo de uma borda de Floresta Ombrófila Mista e pastagem. *Acta Botanica Brasilica* 19: 161-165.
- BREARLEY, F. Q., PRAJADINATA, S., KIDD, P. S., PROCTOR, J., SURIANTATA. 2004. Structure and floristic of an old secondary rain forest in Central Kalimantan, Indonesia, and a comparison with adjacent primary forest. *Forest Ecology and Management* 195: 385-397.
- BUDOWSKI, G. 1965. Distribution of tropical american rainforest in the light of successional process. *Turrialba* 15: 2-42.
- CHINEA, J. D. 2002. Tropical forest succession on abandoned farms in the Humacao Municipality of eastern Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 167: 195-207.
- COELHO, R. F. R., ZARIN, D. J., MIRANDA, I. S., TUCKER, J. M. 2003. Análise florística e estrutural de uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanhal, Pará. *Acta Amazônica* 33: 563-581.
- DELANESI, P. E., OLIVEIRA-FILHO, A. T., FONTES, M. A. L. 2004. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. *Acta Botanica Brasilica* 18: 737-757.
- DE WALT, S. J., MALIAKAL, S. K., DENSLOW, J. S. 2003. Changes in vegetations structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182: 139-151.
- DENSLOW, J. S. 1987. Tropical rainforest gaps and species diversity. *Annual Review Ecology Systematics* 18: 431-452.
- FERRETI, A. R., BRITTEZ, R. M. 2005. A restauração da Floresta Atlântica no litoral do estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. *In: Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso* (Galvão, A. P. M., Porfírio-da-Silva, eds). Embrapa, p. 87-102.

- FINEGAN, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession. *Tree* 11: 119-124.
- GEORGE, T. L. & ZACK, S. 2001. Spatial and temporal considerations in restoring habitat for wildlife. *Restoration Ecology* 9: 272-279.
- GUAPYASSÚ, M. S. 1994. Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa Submontana Morretes - Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- GUARIGUATA, M. R., OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.
- GUILHERME, F. A. G., MORELLATO, L. P. C., ASSIS, M. A. 2004. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 27: 725-737.
- HOLL, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, micro-climate and soil. *Biotropica* 31: 229-242.
- HOOPER, E. R., LEGENDRE, P., CONDIT, R. 2004. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panamá. *Ecology* 85: 3313-3326.
- IBGE, 1992. Manual Técnico da Vegetação Brasileira: Série Manuais Técnicos em Geociências 1, Rio de Janeiro, 92p.
- IPARDES. 1991. Diagnóstico físico-ambiental da Serra do Mar: área Sul. Curitiba, IPARDES, 2 v., 107p.
- KAMMESHEIDT, L. 1998. The role of tree sprouts in the restoration of stand structure and species diversity in tropical moist forest after slash-and-burn agriculture in Eastern Paraguay. *Plant Ecology* 139: 155-165.
- KAMMESHEIDT, L. 1999. Forest recovery by root suckers and above-ground sprouts after slash-and-burn agriculture, fire and logging in Paraguay and Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 15: 143-157.
- KENNARD, D. K., GOULD, K., PUTZ, F. E., FREDERICKSEN, T. S., MORALES, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162:197-208.
- KLEIN, R. M. 1980. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia* 31:1-389.
- LEITÃO FILHO, H. F. 1994. Diversity of arboreal species in Atlantic Rain Forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 66: 91-96.
- SOUZA, F. M., BATISTA, J. L. F. 2004. Restoration of seasonal semideciduous Forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* 191:185-200.

- MARTINEZ-GARZA, C., HOWE, H. F. 2003. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. *Journal of Applied Ecology* 40: 423-429.
- MILLER, P. M., KAUFFMAN, J. B. 1998. Seedling and sprout response to slash and burn agriculture in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 30: 538-546.
- MORELLATO, L. P. C., HADDAD, C. F. B. 2000. The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32: 786-792.
- MÜELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, New York.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B., KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NASCIMENTO, F. H. F. 1994. Sucessão inicial na Mata Atlântica sobre a Serra de Paranapiacaba, Ribeirão Grande, SP. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- PARROTTA, J. A., KNOWLES, O. H., WUNDERLE, J. M. 1997. Development of floristic diversity in 10-years-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management* 99: 21-42.
- PARTHASARATHY, N. 1999. Tree diversity and distribution in undisturbed and human-impacted sites of tropical wet evergreen forest in southern Western Ghats, India. *Biodiversity and Conservation* 8: 1365-1381.
- PEIXOTO, A. L., GENTRY, A. H. 1990. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 13: 19-25.
- PEÑA-CLAROS, M., BOO, H. 2002. The effect of forest successional stage on seed removal of tropical rain forest tree species. *Journal of Tropical Ecology* 18: 261-274.
- PICKETT, S. T. A., PARKER, V. T., FIEDLER, P. 1992. The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. *In Conservation ecology: the theory and practice of nature conservations, preservation and management* (Fiedler, P. & JAINS). New York:Spring-Verlag, p. 65-68.
- RUBIN, B. D., MANION, P. D., FABER-LANGENDOEN, D. Diameter distribution and structural sustainability in forest. *Forest Ecology and Management*. No prelo.
- SALDARRIAGA, J. G., WEST, D. C., THRP, M. L., UHL, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology* 76: 938-958.
- SILVA, S. M. 2003. A Floresta Atlântica no Paraná. In: Fernandes, C. R. Floresta Atlântica: Reserva da Biosfera.

SIMINISKI, A., MANTOVANI, M., REIS, M. S., FANTINI, A. C. 2004. Sucessão florestal secundária no município de São Pedro de Alcântara, Litoral de Santa Catarina: estrutura e diversidade. *Ciência Florestal* 14: 21-33.

SIMÕES, C. G. & MARQUES, M. C. M. 2006. The role of sprouts in the restoration of Atlantic Rain Forest in southern Brazil. *Restoration Ecology* (no prelo).

SOS MATA ATLÂNTICA. 2002. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 1995-2000. Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, São Paulo.

SPVS/TNC (Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental/The Nature Conservance). 2000. Projeto de Restauração da Floresta Atlântica. Curitiba. 17p.

STEINIGER, M. K. 2000. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 16: 689-708.

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

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1999a. A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* 59: 239-250.

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

THOMLINSON, J. R., SERRANO, M. I., LÓPEZ, T., AIDE, T. M., ZIMMERMAN, J. K. 1996. Land-use dynamics in a post-agriculture Puerto Rican landscape (1936-1988). *Biotropica* 28: 525-536.

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: 175-792.

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.

TURNER, I. M., WONG, Y. K., CHEW, P. T. IBRAHIM, A. B. 1997. Tree species richness in primary and old secondary tropical forest in Singapore. *Biodiversity Conservation* 6: 537-543.

UHL, C., JORDAN, C. F. 1984. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. *Ecology* 65: 1476-1490.

UHL, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* 75: 377-407.

UHL, C., BUSCHBACHER, R., SERRAO, E. A. S. 1998. Abandoned pastures in eastern Amazonia: I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-681.

ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey. 666p.

ANEXO 1

Composição florística e abundância das espécies arbóreas de três áreas da Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR. INI: inicial, INT: intermediária e AVA: avançada.

Família	Espécie	INI	INT	AVA
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.		4	2
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.		2	
	<i>Rollinia emarginata</i> Schlttdl.			1
	<i>Rollinia sericea</i> (R.E. Fr.) R.E. Fr.		2	2
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.		2	
Aquifoliaceae	<i>Ilex theazans</i> Mart.		2	
	<i>Ilex</i> sp			2
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret		5	
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.		22	22
Asteraceae	<i>Vernonia puberula</i> Less.			1
Bignoniaceae	<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) G. Nicholson			2
Cannellaceae	<i>Capsicodendron dinisii</i> (Schwacke) Occhioni			1
Celastraceae	<i>Maytenus alaternoides</i> Reissek		1	
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi			1
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.		4	2
Cyatheaceae	<i>Cyathea corcovadensis</i> (Raddi) Domin		3	
	<i>Cyathea phalerata</i> Mart.		6	6
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.		63	4
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.		12	
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.		6	
	<i>Maprounea brasiliensis</i> A. St.-Hil.		1	
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	3	8	
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.		3	
	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	2		
	<i>Inga edulis</i> Mart.			2
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.		2	
	<i>Machaerium uncinatum</i> (Vell.) Benth.		3	2
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms			3
	<i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel		1	
	<i>Pseudopiptadenia warmingii</i> (Benth.) G.P. Lewis & M.P. Lima		1	
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake			1
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	3		

Anexo 1 - Continuação

		INI	INT	AVA
	Indeterminada			1
Lamiaceae	<i>Aegiphilla sellowiana</i> Cham.			1
Lauraceae	<i>Nectandra leucantha</i> Nees & Mart.		1	
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.		8	2
	<i>Ocotea catharinensis</i> Mez		1	
	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez			2
	<i>Ocotea elegans</i> Mez		2	
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze		1	
Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i> (A. St. Hil.) Spreng.			1
Melastomataceae	<i>Leandra dasytricha</i> (A.Gray) Cogn.			2
	<i>Miconia cabucu</i> Hohene		4	
	<i>Miconia cinerascens</i> Miq. var <i>robusta</i>	10		
	<i>Tibouchina pulchra</i> (Cham.) Cogn.	124	2	
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.		1	2
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl		2	1
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins		6	6
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.		2	
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.		1	2
Mysinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	43		
Myrtaceae	<i>Calycorectes australis</i> D. Legrand			1
	<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.		1	
	<i>Calyptranthes strigipes</i> O. Berg			1
	<i>Campomanesia reitziana</i> D. Legrand		1	
	<i>Eugenia catharinensis</i> D. Legrand		1	
	<i>Eugenia cf cerasiflora</i> Miq.		3	
	<i>Eugenia cf magnibracteolata</i> Mattos & D. Legrand			2
	<i>Eugenia melanogyna</i> (D. Legrand) Sobral			1
	<i>Eugenia prasina</i> O. Berg		1	
	<i>Eugenia stigmatorosa</i> DC.		2	
	<i>Eugenia cf uruguayensis</i> Cambess			2
	<i>Eugenia</i> sp 01		1	
	<i>Eugenia</i> sp 02		1	
	<i>Eugenia</i> sp 03		1	
	<i>Eugenia</i> sp 04			2

Anexo 1 - Continuação

		INI	INT	AVA
	<i>Marlierea reitzii</i> D. Legrand		1	
	<i>Marlierea obscura</i> O. Berg		4	12
	<i>Marlierea sylvatica</i> (Gardner) Kiaersk.		1	
	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.			45
	<i>Myrcia spectabilis</i> DC.			7
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.		1	
	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel			1
	Indeterminada			1
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz		14	9
Phyllanthaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão		40	2
Picramniaceae	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.			1
Piperaceae	<i>Piper cernuum</i> Vell.			1
Quiinaceae	<i>Quiina glaziovii</i> Engl.		1	1
Rubiaceae	<i>Alibertia concolor</i> (Cham.) K. Schum.			1
	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.		4	
	<i>Bathysa meridionalis</i> L.B. Sm. & Downs		80	2
	<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.		18	6
	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra		12	37
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.			1
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.		38	8
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		1	
	<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A. St.-Hil.		2	4
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		4	
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.		5	2
Sapindaceae	<i>Allophyllus petiolatus</i> Radlk.			1
	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	1	10	1
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.		2	
	<i>Matayba juglandifolia</i> Radlk.		6	
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.			2
	<i>Chrysophyllum</i> sp		4	
	<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni		7	2
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	2		9
	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.			3
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	1		

This document was created with Win2PDF available at <http://www.win2pdf.com>.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.
This page will not be added after purchasing Win2PDF.