

CAPITULO II

Alterações florísticas e das características ecológicas de florestas secundárias: consequências do desmatamento da Floresta Atlântica no Sul e Sudeste do Brasil¹

¹ Artigo preparado segundo normas da Revista Biodiversity and Conservation

RESUMO

A Floresta Atlântica que ocorre em todo o litoral brasileiro é caracterizada pela alta diversidade florística, altas taxas de endemismos e por encontrar-se extremamente fragmentada. É composta por dois grandes blocos (Nordeste e o Sul/Sudeste), os quais diferenciam-se pelos aspectos fisiográficos e geológicos do terreno e pela fisionomia da vegetação, além de apresentarem composição florística distinta. Este estudo relacionou a idade de fragmentos com as características de quatro guildas formadas por conjuntos de espécies com o mesmo tipo de distribuição geográfica, dispersão, regeneração e estratificação, com o objetivo de avaliar as implicações de tais relações com a conservação da Floresta Atlântica. Para isso foram utilizadas listagens de 18 estudos florísticos (415 espécies), realizados no núcleo Sul/Sudeste da Floresta Atlântica brasileira. Para cada espécie foram consideradas a distribuição geográfica (espécies exclusiva da Floresta Atlântica ou com ampla distribuição), o modo de dispersão (zoocoria ou outro), a categoria ecológica (pioneira ou não pioneira) e a posição vertical na comunidade (dossel ou sub-bosque). Foram realizadas análises de regressões e correlações entre as proporções de espécies em cada guilda em relação à idade das áreas e entre guildas. As análises de regressão mostraram relações significativas positivas entre a idade das áreas com espécies com distribuição restrita a Floresta Atlântica ($r^2=0,60$; $P<0,05$), espécies zoocóricas ($r^2=0,27$; $P<0,05$), não pioneiras ($r^2=0,59$; $P<0,05$) e de sub-bosque ($r^2=0,49$; $P<0,05$). A proporção de espécies zoocóricas foi correlacionada com as espécies não pioneiras ($r_s=0,79$; $P<0,05$), de sub-bosque ($r_s=0,62$; $P<0,05$) e com espécies com distribuição restrita à Floresta Atlântica ($r_s=0,60$; $P<0,05$). Espécies pioneiras se correlacionaram com espécies de dossel ($r_s=0,54$; $P<0,05$) e com ampla distribuição ($r_s=0,66$; $P<0,05$). Já as espécies de sub-bosque foram correlacionadas com espécies não pioneiras ($r_s=0,54$; $P<0,05$) e com espécies de distribuição restrita à Floresta Atlântica ($r_s=0,60$; $P<0,05$). A relação entre a idade das áreas e espécies com distribuição restrita à Floresta Atlântica aponta para a necessidade de preservação de ambientes em bom estado de conservação, sob pena de ocorrerem extinções de espécies vegetais e a descaracterização florística da Floresta Atlântica.

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

INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica que ocorre ao longo de quase todo o litoral brasileiro, originalmente cobria cerca de 1.350.000 km² e ocupava áreas em 17 estados, estendendo-se do Norte ao Sul costa brasileira. Hoje não restam mais que 7% da cobertura florestal original (Myers et al. 2000). Devido à grande riqueza, tanto animal como vegetal, e altos níveis de endemismos é atualmente considerada um “hotspot” para a conservação da biodiversidade (Myers et al. 2000). Calcula-se que na Floresta Atlântica ocorram 8.000 espécies de plantas endêmicas, 73 aves, 160 mamíferos, 60 répteis e 153 anfíbios (Myers et al. 2000). A retirada de madeiras e posterior conversão da floresta em áreas para agricultura e pastagem, assim como a grande fragmentação tem contribuído para altas taxas de extinção de espécies (Morellato e Haddad 2000).

A Floresta Atlântica demonstra uma certa afinidade com outras formações florestais brasileiras, como a Floresta Amazônica e as florestas do interior do Brasil (Leitão Filho 1994). Essa similaridade se dá pelo fato de que algumas espécies apresentam padrão de distribuição disjunto entre a Floresta Amazônica e Atlântica através do bioma cerrado (Rizzini 1963). A proporção de espécies arbóreas endêmicas na Floresta Atlântica pode chegar a 53,3% (Mori et al. 1981). Segundo Myers et al. (2000), podem ocorrer 8,7 espécies endêmicas a cada 100 km² de área. Algumas espécies são caracterizadas pela baixa densidade, chegando a um indivíduo por hectare (Pagano et al. 1995). Além disso, apresentam baixa constância, ou seja, apresentam distribuição em manchas restritas a alguns trechos (Scudeller et al. 2001), porém não é muito claro como essas espécies estão relacionadas com estádios sucessionais.

Do ponto de vista biogeográfico, a Floresta Atlântica pode ser dividida em dois blocos distintos, um no Nordeste e outro na Região Sul/Sudeste do Brasil (Tabarelli e Mantovani 1999a; Oliveira-Filho e Fontes 2000). Este último núcleo, que engloba os estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina é conhecido como Corredor da Serra do Mar (Aguiar et al 2003). Entre esses blocos há um bloco de transição nos estados do Espírito Santo e Bahia (Siqueira 1994; Aguiar et al. 2003; Leitão Filho 1994; Silva e Shepherd 1986). No núcleo Sul/Sudeste a Floresta Atlântica está fragmentada e localizada principalmente em locais de topografias acidentadas, inadequadas às atividades agrícolas, e nas unidades de conservação (Leitão Filho 1994). A maior parte destas áreas é de formações secundárias e em diferentes estádios sucessionais (Silva 2003).

Mesmo localmente, a Floresta Atlântica pode ainda apresentar uma diferenciação fisionômica de acordo com a altitude. Desta forma, podem ser reconhecidas cinco formações, refletindo em

características distintas. Assim a Floresta Atlântica é classificada em: Floresta Ombrófila Densa Aluvial, que ocorre em antigos terraços ao longo dos flúvios. Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, tratam-se de formações florestais com solos em geral mal drenados, que situam-se desde o nível do mar a aproximadamente 50 m de altitude. Floresta Ombrófila Densa Submontana que estende-se ao longo das encostas ou escarpas, em altitudes que variam de 50 a 500 m. Em função da variabilidade das condições ambientais, sua composição apresenta-se bastante heterogênea. É a formação que apresenta a maior riqueza de espécies (Klein 1980; Jaster 1995). Floresta Ombrófila Densa Montana ocupa geralmente o alto das escarpas da serras, bem como as diversas ramificações das mesmas, abrangendo altitudes entre 500 a 1500 m aproximadamente. Floresta Ombrófila Densa Altomontana é a formações acima do patamar montano (acima de 1000 m). Situada nas partes mais altas das escarpas, em terrenos muito íngremes. Normalmente apresenta árvores baixas às vezes um pouco retorcidas.

A dinâmica da destruição nas últimas décadas resultou em alterações severas para os ecossistemas pela alta fragmentação do hábitat e perda de sua biodiversidade (De Walt et al. 2003; Brearley et al. 2004). Alguns trabalhos têm demonstrado que os estádios sucessionais iniciais podem apresentar características similares às bordas de florestas (Hill e Curran 2003) e relação com o tamanho dos fragmentos (Tabarelli et al. 1999). Desta forma, o entendimento do processo sucessional, além de auxiliar a tomada de decisões referentes às questões ligadas a estádios sucessionais, pode auxiliar no entendimento dos processos de fragmentação de áreas. Os fragmentos florestais merecem atenção especial, pois além de estarem sujeitos aos eventos naturais que promovem a formação de ambientes em diferentes fases de regeneração, também estão susceptíveis à ação antrópica e ao efeito de borda (Nunes et al. 2003).

O processo de fragmentação provoca alterações na riqueza e abundância de espécies e um aumento de espécies invasoras e ruderais, o que causa uma grande variedade de processos ecológicos (Laurence et al. 2002; Tabarelli et al. 2004). A velocidade com que o ambiente responde a essas alterações é muito dependente das condições de áreas vizinhas, como estado de preservação e distância (Laurence et al. 2002). As taxas de mortalidade de espécies arbóreas são significativamente mais altas em áreas de bordas, e são sensíveis às mudanças estruturais advindas da sucessão (Ferreira e Laurence 1997, Laurence et al. 1998, Mesquita et al. 1999). Entre as mudanças nas populações vegetais ocorre uma série de transformações, onde, espécies intolerantes ao sol, emergentes e com grandes sementes tendem a diminuir suas abundâncias, enquanto que pioneiras são beneficiadas (Tabarelli et al. 2004; Oliveira et al. 2004). Desta forma, comunidades em pequenos fragmentos podem ser muito diferentes

de florestas contínuas (Mesquita et al. 1999), assim como em estádios sucessionais. Além disso, a fragmentação pode provocar a diminuição no número de indivíduos de algumas populações, provocando perda da variação genética e a longo prazo, aumento da endogamia (Kageyama et al. 1998). Outra importante característica da fragmentação é a perda das relações mutualísticas especializadas entre animais e plantas, onde está incluída a dispersão de sementes (Aizen e Feinsinger 1994).

As espécies apresentam algumas características que podem ser usadas para a sua classificação em grupos ou guildas ecológicas (Oliveira et al. 2001; Peixoto et al. 2004; Mantovani et al. 2005). No entanto poucos trabalhos têm investigado como as características se inter-relacionam (Nunes et al. 2003; Oliveira-Filho et al. 2004). Desta forma, para o entendimento da dinâmica do processo sucessional, há necessidade de compreender como os conjuntos de características podem variar no decorrer da sucessão.

O presente trabalho tem como objetivo verificar de que forma as alterações provocadas pela fragmentação interferem na composição florística e nas guildas de regeneração da Floresta Atlântica no núcleo Sul/Sudeste do Brasil. A partir da compilação dos dados de 18 áreas com idades variando de 4 a 120 anos, procurou-se responder as seguintes questões: Quais as relações florísticas entre as áreas de diferentes idades? Considerando a distribuição geográfica das espécies, existe variação na proporção de espécies restritas à Floresta Atlântica de acordo com a idade do fragmento? Há variações nos modos de dispersão e categorias ecológicas (sucessionais e de estratificação vertical) nas espécies das florestas em diferentes idades? Considerando que tais características têm relação com a manutenção das funções ecológicas, as respostas a tais questões são discutidas em um contexto de conservação.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram compilados dados de 18 listagens resultantes de estudos fitossociológicos da flora arbórea na região de Floresta Atlântica no Sul e Sudeste do Brasil (Tabela 1, Figura 1). Todos os trabalhos consultados apresentavam em suas descrições a idade das áreas e em cinco deles que mencionavam a área como floresta secundária (Guapyassú 1994; Silva 1994; Melo e Mantovani 1994; Moreno et al. 2003) a idade foi admitida como sendo de 120 anos, segundo o critério adotado por Tabarelli e Peres (2002). Pois, foi nesse período (final do século XIX e início do século XX) que ocorrem profundas modificações ocorridas na costa atlântica. Segundo Roderjan e Kuniyoshi (1988) as

formações vegetacionais no estado do Paraná até 500 a 700 a.n.m são praticamente todas secundárias, onde florestas primárias podem ser encontradas em porções muito reduzidas e em locais de difícil acesso. Todas as áreas encontravam-se em altitudes entre 50 e 500 m, englobando, portanto, a formação submontana da Floresta Atlântica. O clima em todas essas regiões pode ser definido como tropical chuvoso sempre úmido, sem estação seca, segundo classificação de Köppen. A partir da obtenção das listagens foram conferidas sinonimizicações nomenclaturais e espécies que não eram determinadas ao nível específico foram excluídas das análises.

No total foram analisadas 415 espécies de árvores, que foram classificadas de acordo com as seguintes características:

1. Distribuição geográfica: as espécies foram consideradas como espécies com ampla distribuição e distribuição restrita, conforme tinham ocorrência em mais de uma formação vegetacional além da Floresta Atlântica ou apenas na Floresta Atlântica, respectivamente.

2. Síndromes de dispersão: as espécies foram classificadas em zoocóricas (dispersas por animais) e não zoocóricas (dispersas pelo vento ou outro mecanismo abiótico). As características utilizadas para essa classificação seguiram os critérios de Pijl (1972).

3. Categoria sucessional: foi adotado o critério de Swaine e Whitmore (1988), que classifica as espécies em pioneiras (que se estabelecem em clareiras e locais com luz plena) e não pioneiras (que se estabelecem em ambientes sombreados, mesmo que em alguns casos possam se estabelecer em locais com luz).

4. Estratificação: as espécies foram classificadas em espécies de dossel e sub-bosque, considerando-se se as mesmas apresentavam alturas máximas inferiores ou superiores a 8 m (Guilherme et al. 2004; Oliveira-Filho et al. 2004).

A classificação das espécies foi baseada em consulta a coleções de herbário (UPCB) e consulta à literatura (Flora Neotropica, Flora Ilustrada Catarinense, Flora Fanerogâmica de São Paulo), além de trabalhos pontuais, como Isernhagen (2001) e Oliveira-Filho et al. (2005), que são compilações de estudos nos estados do Paraná e Sudeste e Nordeste do Brasil, respectivamente. Foram utilizadas ainda consultas *on line* aos herbários do Instituto Agrônomo de Campinas-SP e Missouri Botanical Garden.

A comparação florística entre as 18 áreas foi efetuada utilizando o Índice de Similaridade de Jaccard, associado a uma análise de agrupamento. As relações entre as idades das áreas e a porcentagem de espécies pertencentes a cada uma das quatro guildas foi testada através de análises de regressão (Zar 1999). As relações entre as guildas foram verificadas através de teste de correlação de Spearman (Zar 1999).

Tabela 1 – Principais características das áreas avaliadas no núcleo Sul/Sudeste da Floresta Atlântica do Brasil.

Nº	Local	Latitude	Altitude	Pluviosidade	Riqueza	Indivíduos	Idade	Fonte
		Longitude	(m)	(mm)	(nº spp)	/ hectare	(anos)	
1	Campos dos Goytacazes-RJ	21°48' - 44°40'	250	1.300	109	1250	120	Moreno et al. (2003)
2	Angra do Reis-RJ	23°11' - 44°19'	140		62	2784	25	Oliveira (2004)
3	Peruíbe-SP	24°17' - 47°00'	200	2.000	36	1420	50	Oliveira et al. (2001)
4	Iporanga -SP	24°31' - 48°41'	500	1.800	39	1940	15	Aidar et al. (2001)
5	Iporanga -SP	24°31' - 48°41'	500	1.800	30	1690	25	Aidar et al. (2001)
6	Iporanga -SP	24°31' - 48°41'	500	1.800	53	1520	36	Aidar et al. (2001)
7	Iporanga-SP	24°36' - 48°37'	230	1.800	31	4306	15	Torezan (1995)
8	Iporanga-SP	24°36' - 48°37'	230	1.800	69	5734	50	Torezan (1995)
9	Cananéia-SP	25°03' - 47°53'	200	3.000	131	2510	120	Melo e Mantovani (1994)
10	Antonina-PR	25°19' - 45°42'	60	2.500	9	1890	20	Capítulo I
11	Antonina-PR	25°19' - 45°42'	60	2.500	61	3006	80	Capítulo I
12	Antonina-PR	25°19' - 45°42'	60	2.500	51	1600	120	Capítulo I
13	Antonina-PR	25°19' - 45°42'	50	2.500	16	3600	4	Cheung (2006)
14	Morretes-PR	25°30' - 48°30'	50	2.290	24	1270	15	Guapyassú (1994)
15	Morretes-PR	25°30' - 48°30'	50	2.290	37	1690	25	Guapyassú (1994)
16	Morretes-PR	25°30' - 48°30'	400	2.290	57	1405	120	Guapyassú (1994)
17	Morretes-PR	25°30' - 48°38'	485	2.290	73	2422	120	Silva (1994)
18	São Pedro de Alcântara-SC	27° - 48°	300	1.390	47	4966	60	Siminiski et al. (2004)

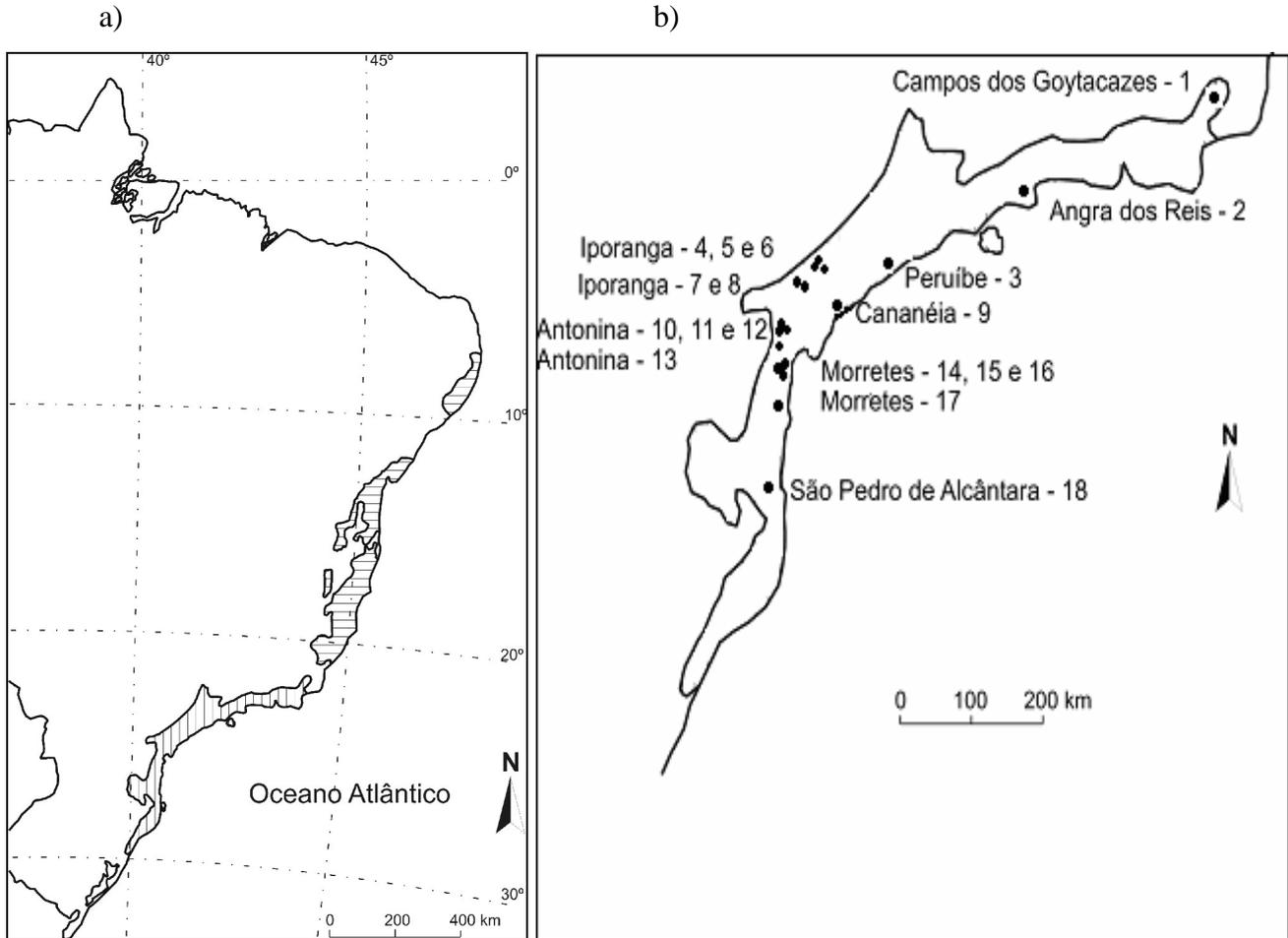


Figura 1- Localização da Floresta Atlântica no Brasil. Barras verticais: núcleo Sul/Sudeste e barras horizontais: núcleo nordeste (a). Detalhe da localização das 18 áreas de Floresta Atlântica do núcleo Sul/Sudeste da Floresta Atlântica no Brasil (b). Adaptada de IBGE (1992) e Tabarelli e Peres (2002).

RESULTADOS

Similaridade florística

Nas análises de agrupamento realizadas entre as áreas aparentemente nenhum padrão florístico em relação à idade das áreas pode ser observado (Figura 2), pois áreas com idades muito próximas apresentaram baixos valores de similaridade, como é o caso da área 10 (20 anos) e a área 14 (15 anos) (CSJ=17,9%) e entre a área 4 (25 anos) (CSJ= 14,3%). As maiores semelhanças foram encontradas entre áreas próximas, como entre as áreas 4 e 5 (CSJ=38%), as áreas 15 e 16 (CSJ=36%) e as áreas 11 e 12 (CSJ=29%). Em geral as menores similaridades foram encontradas entre as áreas mais jovens, como é o caso das áreas 13 e 10 (com 4 e 20 anos), que apresentaram os menores valores de similaridade, quando comparados com as outras áreas (CSJ<15%).

Jaccard Cluster Analysis (Simple Average Link)

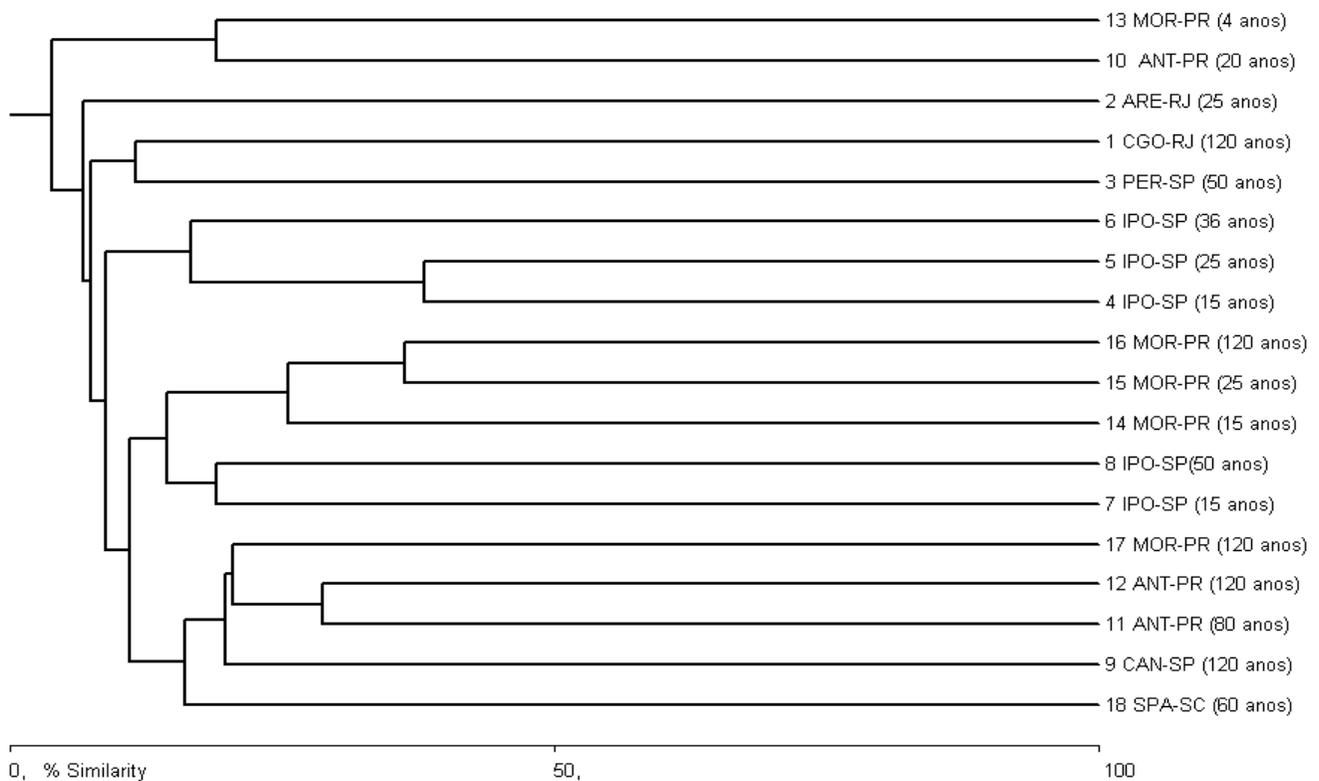


Figura 2 - Dendrograma de índice de similaridade de Jaccard (UPGMA) entre 18 áreas do núcleo Sul/Sudeste da Floresta Atlântica no Brasil. Os números são os mesmos que ordenam a Tabela 1.

Relação entre guildas e idade dos fragmentos

Em termos de distribuição das espécies, as áreas com as menores idades apresentam as maiores proporções de espécies com ampla distribuição, chegando ao extremo de em uma área com 20 anos (área 10) nenhuma espécie restrita da Floresta Atlântica foi encontrada. Em áreas mais antigas essa proporção chegou a 30%. Assim, as espécies com distribuição restrita à Floresta Atlântica apresentaram relação positiva com a idade dos fragmentos ($r^2 = 0,60$; $F_{1;17} = 24,67$; $P < 0,05$, Figura 3a).

As proporções de espécies zoocóricas foram relacionadas positivamente com a idade das áreas ($r^2 = 0,27$; $F_{1;17} = 6,18$; $P < 0,05$, Figura 3b). A proporção de espécies zoocóricas teve o valor mais baixo em área com idades próximas de 20 anos, enquanto que em florestas com 120 anos apresentaram valores próximos a 85%.

As espécies não pioneiras também tiveram aumento de proporção com a idade ($r^2 = 0,59$; $F_{1;17} = 23,86$; $P < 0,05$, Figura 3c). Espécies pioneiras compõem 77% das espécies em florestas jovens e em estádios avançados alcançaram valores próximos de 10%.

As espécies classificadas como pertencentes a estratos inferiores, ou seja, espécies de sub-bosque aumentaram sua proporção com o aumento da idade ($r^2 = 0,49$; $F_{1;17} = 15,99$; $P < 0,05$, Figura 3d). Em áreas jovens as espécies de sub-bosque representaram cerca de 20 a 30% do total de espécies, em áreas com mais essa proporção aumentou para valores próximos a 50 e 60%.

Relações entre guildas

A proporção de espécies com dispersão por animais foi significativamente relacionada com a proporção de espécies não pioneiras ($r_s = 0,79$, $P < 0,05$), com espécies de sub-bosque ($r_s = 0,62$, $P < 0,05$) e com espécies com distribuição restrita à Floresta Atlântica ($r_s = 0,60$, $P < 0,05$). Espécies pioneiras se correlacionaram com espécies de dossel ($r_s = 0,54$, $P < 0,05$) e com ampla distribuição ($r_s = 0,66$, $P < 0,05$). As espécies de sub-bosque foram correlacionadas com espécies não pioneiras ($r_s = 0,54$, $P < 0,05$) e com espécies de distribuição restrita à Floresta Atlântica ($r_s = 0,60$, $P < 0,05$).

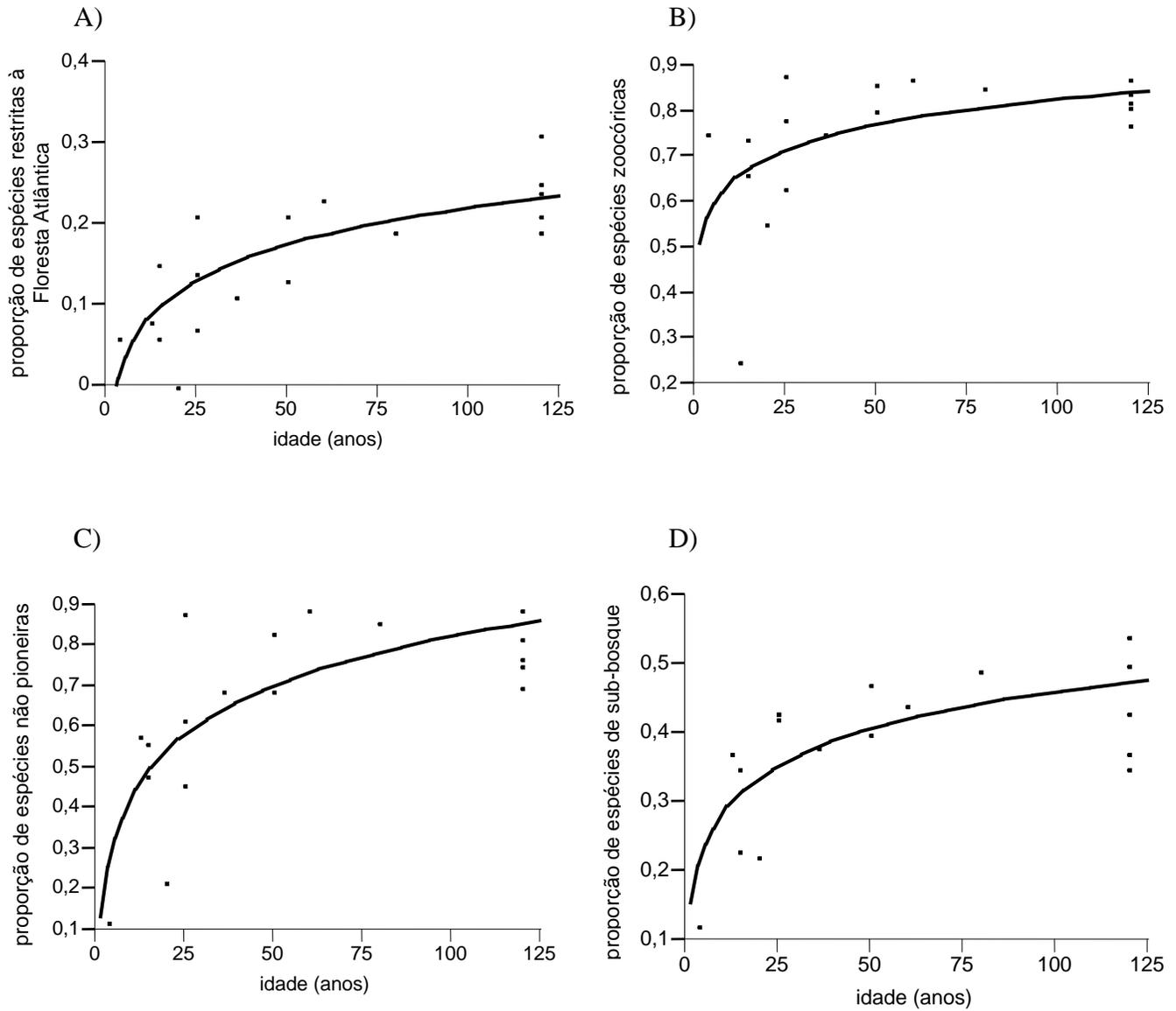


Figura 3 – Relação entre a idade do fragmento e a proporção de espécies em cada uma das guildas em 18 áreas do núcleo Sul/Sudeste da Floresta Atlântica no Brasil. A) distribuição geográfica; B) modo de dispersão; C) categoria sucessional e D) estratificação. FA= floresta Atlântica.

DISCUSSÃO

Os valores de similaridade encontrados mostram que, apesar de muitas das áreas de Floresta Atlântica do Sul e Sudeste apresentarem idades semelhantes, a composição florística é distinta. No entanto, ao avaliar as proporções de espécies em cada guilda verifica-se que tais áreas tendem a apresentar espécies com características semelhantes. Áreas jovens têm em sua composição florística, em geral, espécies com ampla distribuição, ocorrendo também por outras formações vegetacionais, além da Floresta Atlântica. Áreas jovens geralmente apresentam espécies comuns a várias áreas, como por exemplo, *Tibouchina pulchra* e *Myrsine coriacea*. Porém, outras espécies que ocorrem nessas áreas fazem com que a sucessão tome diferentes direções (Budowski 1965; Pickett et al. 1992; Guariguata e Ostertag 2001). Isso pode ser constatado pelos baixos valores de similaridade entre áreas próximas.

A velocidade em que as florestas recuperam as características ecológicas são muito variadas. A primeira característica a recompor a proporção esperada em florestas secundárias foi a dispersão por animais, seguidas pelas espécies não pioneiras, de sub-bosque e por último a proporção de espécies endêmicas da Floresta Atlântica. Assim, independente da composição florística de cada área, esse parece ser um padrão de velocidade de recomposição as características de florestas maduras.

O aumento da proporção de espécies restritas à Floresta Atlântica com o aumento da idade dos fragmentos avaliados permitiu calcular que seriam necessários 298 anos para que uma floresta secundária chegue a 40% de espécies endêmicas (Mori et al. 1981). Esses resultados apontam para a importância da manutenção de áreas em estádios avançados para a conservação de espécies raras e endêmicas. Scudeller et al. (2001), que compilaram dados de estudos em florestas avançadas, concluíram que as espécies que compõem a Floresta Atlântica são caracterizadas pela baixa constância (distribuição em manchas) e com distribuição restrita, o que determina uma elevada heterogeneidade florística. Lepsch-Cunha et al. (2001) destacam que independente da variação espacial na abundância das populações, 30% a 40% das espécies arbóreas nas florestas tropicais são raras, ou seja, apresentam um indivíduo ou menos por hectare. Essas espécies requerem áreas muito extensas para manutenção de sua população, onde uma espécie com abundância de um indivíduo adulto por hectare, exige cerca de 500 ha para representar uma população mínima viável (Kageyama e Gandara 1993). Espécies com pequenas populações são extremamente afetadas e são as primeiras populações comprometidas pela fragmentação (Zhu et al. 2004). Segundo De Walt et al. (2003), populações de espécies raras e endêmicas são escassas em florestas em início de sucessão. Em ilhas do Pacífico, estudos têm mostrado que as proporções de espécies restritas estão diretamente relacionadas com a idade do distúrbio, onde

espécies endêmicas passam de 13% em florestas jovens para 35% em florestas maduras (Endress 2002).

A relação entre aumento da idade e aumento da proporção de espécies zoocóricas como observado no presente trabalho vem sendo demonstrada por diversos autores (Howe e Smallwood 1982; Tabarelli et al. 1994; Tabarelli e Peres 2002; Nunes et al. 2003). Desta maneira, os animais frugívoros podem influenciar muitos processos ecológicos, como, dinâmica de metapopulações, colonização, persistência de populações em determinados sítios, e diversidade de comunidades (Cain et al. 2000).

O número de espécies zoocóricas em florestas tropicais geralmente varia entre 70 a 90 % das espécies (Tabarelli et al 1999; Talora e Morellato 2000). Assim, para que 80% das espécies sejam zoocóricas é preciso 79 anos de desenvolvimento. A alta velocidade em que florestas recuperam a proporção de espécies zoocóricas deve-se em parte pelas características das espécies de vegetais e animais, pois em áreas em estádios iniciais e intermediários de sucessão podem apresentar maior riqueza de frugívoros generalistas com dietas mistas (insetos e frutos), quando comparadas com florestas avançadas, enquanto que, áreas avançadas fornecem recursos para os grandes frugívoros especialistas (De Walt et al. 2003).

A relação entre a zoocoria e as espécies não pioneiras, assim como espécies de sub-bosque, sugere maior eficiência da dispersão por animais no interior de florestas em estádios avançados (Nunes et al. 2003). Alguns estudos têm sugerido que a falta de dispersores pode afetar de forma significativa o estabelecimento de plântulas de espécies de estádios avançados (Silva e Tabarelli 2000; Tabarelli e Peres 2002). A correlação entre zoocoria e as espécies com distribuição restrita à Floresta Atlântica mostra a importância dos animais para a dispersão. Essas relações foram discutidas por Silva e Tabarelli (2000), onde os autores afirmaram que em caso de falta de dispersores, muitas espécies vegetais poderão ser extintas.

A dispersão por agentes abióticos foi relacionada com espécies pioneiras, podendo ser considerada como adaptação dessas espécies para ocupar ambientes abertos, onde o vento é mais freqüente em comparação com ambientes florestais (Opler et al. 1980; Williams-Linera 1990; Tabarelli et al. 1999). A dispersão de espécies anemocóricas/autocóricas também está associada a espécies de dossel, tanto em áreas jovens com espécies intolerantes à sombra, como também em florestas antigas, com espécies emergentes apresentando grandes alturas. Desta forma, estádios com mais de 100 anos apresentam espécies emergentes (especialmente da família Fabaceae) o que eleva o número de espécies não zoocóricas (Guariguata e Ostertag 2001; Hill e Curran 2003).

O aumento da proporção de espécies não pioneiras em relação à idade das florestas permite calcular que, para alcançar 90% de espécies não pioneiras (Tabarelli e Mantovani 1999a) seriam necessários 107 anos. Assim, a crescente proporção de espécies não pioneiras com aumento da idade da floresta pode estar relacionada à diminuição da incidência luminosa sobre os solos nos fragmentos. Porém, os dados demonstram que em algumas áreas a proporção de espécies pioneiras em áreas com 120 anos chega perto de 30%. Essa porcentagem de espécies pioneiras pode estar relacionada com a criação de clareiras, permitindo o estabelecimento e a manutenção dessas espécies (Denslow 1980; Tabarelli e Mantovani 1999b; Tabarelli e Mantovani 2000).

Uma das principais características de áreas em estádios sucessionais mais avançados é a presença de um grande número de espécies de sub-bosque (Tabarelli et al. 1994). O aumento da idade das áreas faz com que ocorram árvores altas, e também maior estratificação. Sendo assim, em áreas avançadas essas espécies chegam a representar 50% do total de espécies (Silva 1994; Tabarelli e Mantovani 1999a), o que é esperado que aconteça com 174 anos de desenvolvimento. Entre as famílias que mais contribuem para essa elevada riqueza de espécies de sub-bosque podem-se destacar as famílias Myrtaceae e Rubiaceae, que são comumente as famílias mais ricas em levantamentos realizados em áreas de Floresta Atlântica (Melo e Mantovani 1994; Silva 1994; Guilherme et al. 2004).

Espécies de florestas antigas apresentam frutos e sementes maiores, quando comparadas com espécies de áreas jovens (Malavasi e Malavasi, 2001). Sendo assim, as sementes são dispersas por médios e grandes frugívoros, que geralmente estão presentes em áreas com a sucessão em estágio bastante avançado (Tabarelli e Peres 2002), áreas com grandes dimensões (Chiarello 1999) e raramente são encontradas em áreas jovens (Parry 2004).

Os resultados aqui apresentados demonstram que áreas em estádios iniciais podem apresentar características semelhantes a pequenos fragmentos (Tabarelli et al. 1999; Zhu et al. 2004) e a áreas de bordas (Hill e Curran 2003). Como essas áreas apresentam grande proporção de espécies com distribuição por outras florestas brasileiras, acabam formando paisagens descaracterizadas, ou seja, que não são a fisionomia própria da Floresta Atlântica.

A distância e o tamanho da fonte de sementes, em especial de áreas avançadas, é considerada um dos principais fatores que influenciam a velocidade dos processos sucessionais (Uhl 1987; Uhl et al. 1988; Parrotta et al. 1997; Holl 1999) e em alguns casos algumas paisagens são dominadas por baixa diversidade e por vegetação de estágio sucessional inicial (Macclanahan e Wolfe 1993). Souza e Batista (2004), examinando a evolução de plantios para recomposição de florestas ciliares com 5, 9 e 10 anos afirmaram que praticamente não há regeneração com espécies provenientes de florestas adjacentes. Segundo Tabarelli e Peres (2002), há relação entre aumento da idade das áreas e o tamanho

de sementes, onde sementes grandes são dispersas a menores distâncias. Essas espécies geralmente tem dispersores especialistas (Howe e Vande-Kerckhove 1981). Desta forma, como as plantas e os animais apresentam relações mutualísticas, é provável que o declínio da riqueza e abundância de espécies vegetais também provocará redução dos animais frugívoros (De Walt et al. 2003).

As florestas analisadas fornecem informações relevantes para o entendimento dos processos ecológicos e da velocidade em que eles ocorrem em florestas tropicais. De maneira geral, o número de espécies de uma determinada áreas com idades intermediárias até pode ser superior, quando comparada com florestas maduras, porém o número de espécies endêmicas leva mais tempo para se restabelecer, o que pode estar aliando a formações de condições microclimáticas, fato observado pela formação dos estratos inferiores.

O fato de grandes extensões da Floresta Atlântica atualmente estarem ocupadas por estádios iniciais e intermediários de sucessão é preocupante, pois essas áreas se mostraram empobrecidas de espécies endêmicas deste bioma. É possível supor que se a pressão da caça, retirada de espécies raras e endêmicas, assim como a substituição de florestas por pastagens, e o próprio sistema “caçara” (caracterizado pelo uso por um período curto de tempo e abandono da terra) de uso da terra, podem levar à extinção algumas espécies e a criação de extensas áreas com baixa diversidade. A conservação de fragmentos com diversos tamanhos, assim como o estabelecimento de corredores para a conexão de paisagens são muito importantes para restabelecer a circulação de animais (Tabarelli e Gascon 2005), incluindo frugívoros especialistas, que são indispensáveis para a manutenção e futuro de espécies restritas da Floresta Atlântica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguiar A.P., Chiarello A.G., Mendes S.L. e Matos E.N. 2003. The Central e Serra do Mar Corridors in the Brazilian Atlantic Forest. In: Galindo-Leal C. e Câmara I.G. (eds.). The Atlantic Forest of South America. Washington, Center for Applied Biodiversity Science, pp. 118-132.
- Aidar M.P.M., Godoy J.R.L., Bergmann J. e 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.
- Brealley F.Q., Prajadinata S., Kidd P.S., Proctor J. e 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 sucessional process. *Turrialba* 15: 2-42.
- Cain M.L., Miliigan B.G., Strand A.E. 2000. Long-distance seed dispersal in plant population. *American Journal of Botany* 87: 1217-1227.
- Cheung C.C. 2006. Regeneração natural em áreas de Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Chiarello A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- De Walt S.J., Maliakal S.K. e 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 of Ecology and Systematics* 18: 431-452.
- Endress B.A. 2002. The importance of endemic species to forest succession in Palau. *Micronesica* 34: 141-153.
- Ferreira L.V. e Laurence W.F. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. *Conservation Biology* 11: 797-801.
- 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. e 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. e 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.
- Hill J.L. e Curran P.J. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography* 30: 1391-1403.
- 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.
- Howe H.F. e Smallwood J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-228.
- Howe H.F. e Vande-Kerckhove G.A. 1981. Removal of wild nutmeg (*Virola surinamensis*) crops by birds. *Ecology* 62: 1093-1106.
- IBGE 1992. Manual Técnico da Vegetação Brasileira: Série Manuais Técnicos em Geociências 1, Rio de Janeiro.
- Isernhagen, I. A fitossociologia florestal no Paraná e os programas de recuperação de áreas degradadas: uma avaliação. Curitiba, 2001. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Kageyama P.Y., Gandara F.B. e Souza, L.M.I. 1998. Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. *Série Técnica IPEF* 12: 65-70.
- Laurence W.F., Gascon C. e Rankin-de-Merona J.M. 1998. Predicting effects of habitat destruction on plant communities: a test of a model using Amazonian trees. *Ecological Applications* 9: 548-554.
- Laurence W.F., Lovejoy T.E., Vasconcelos H.L., Bruna E.M., Dirham R.K., Stouffer P.C., Gascon C., Bierregaard R.O., Laurence S.G. e Sampaio E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16: 605-618.
- Leitão-Filho H.F. 1994. Diversity of arboreal species in Atlantic rain Forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 66: 91-96.
- Lepsch-Cunha N., Gascon C. e Kageyama P. The genetics of rare tropical forests: implications for conservation of a demographically heterogeneous group. In: Bierregaard R.O., Gascon C., Lovejoy T.E. e Mesquita R.C.G. (eds) *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven & London, 2001. p. 79-95.
- Malavasi U.C. e Malavasi M.M. 2001. Influência do tamanho e do peso da semente na germinação e no estabelecimento de espécies de diferentes estágios da sucessão vegetal. *Floresta e Ambiente* 8: 211-215.
- McClanahnan T.R. e Wolfe R.W. Accelerating forest succession in a fragment landscape: the role of birds and perches. 1993. *Conservation Biology* 7: 279-288.
- Melo M.M.R.F. e Mantovani W. 1994. Composição florística e estrutura de trecho de Mata Atlântica de encosta na Ilha do Cardoso (Cananéia, SP, Brasil). *Boletim do Instituto de Botânica* 9: 107-158.

- Morellato L.P.C. e Haddad C.F.B. 2000. The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32: 786-792.
- Mesquita R., Delamônica, P. e Laurence, W. F. 1999. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian Forest fragments. *Biological Conservation* 91: 129-134.
- Mori S.A., Boom B.M. e Prance G.T. 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest species. *Brittonia* 33: 233-245.
- Myers N., Mittermier R.A., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B. e Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nunes Y.R.F., Mendonça A.V.R., Machado E.L.M. e Oliveira-Filho A.T. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Semidecidual em Lavras-MG. 2003. *Acta Botanica Brasilica* 17: 213-229.
- Oliveira R.J., Mantovani W. e Melo M.M.R.F. 2001. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da Floresta Atlântica de encosta, Peruíbe-SP. *Acta Botanica Brasilica* 15: 391-412.
- Oliveira M.A., Grillo A.S. e Tabarelli M. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic Forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* 38: 389-394.
- Oliveira-Filho A.T. e Fontes M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south-eastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810.
- Oliveira-Filho A.T., Tameirão-Neto E., Carvalho W.A.C., Werneck M., Brina A.E., Vidal C.V., Rezende S.C. e Pereira J.A.A. 2005. Análise florística do compartimento arbóreo de áreas de Floresta Atlântica *sensu lato* na região das Bacias do Leste (Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro). *Rodriguésia* 56: 185-235.
- Opler P.A., Baker H.G. e Frankie G.W. Plant reproductive characteristics during secondary succession in neotropical lowland forest ecosystems. 1980. *Biotropica* 12: 40-46.
- Pagano S.N., Leitão-Filho H.F. e Cavassan O. 1995. Variação temporal da composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta mesófila semidecídua - Rio Claro-SP. *Revista Brasileira de Biologia* 55: 241-258.
- Parry L. 2004. The large vertebrate community of secondary forests in the Brazilian Amazon. Dissertação de Mestrado, University of East Anglia, Noruega.
- Parrotta J.A., Knowles O.H. e 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.
- Peres C.A. 1999. Nonvolant mammal community structure in different Amazonian forest types. In: Eisenber J.F. e Redford K.H. (Eds.) *Mammals of the Neotropics*, v. 3. University of Chicago Press, Chicago, pp. 564-581.

- Pickett S.T.A., Parker V.T. e Fiedler P. 1992. The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. In: Fiedler P. e Jains (Eds.) Conservation ecology: the theory and practice of nature conservations, preservation and management. New York:Spring-Verlag, pp. 65-68.
- Rizzini C. T. 1963. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica (florístico-sociológica) do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia* 25: 3-64.
- Roderjan, C.V. e Kuniyoshi, Y.S. 1988. Macrozoneamento florístico da área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba. *FUPEF. Sér. Técn.* 15. 53p.
- Rodrigues R.R., Martins S.V. e Barros L.C. 2004. Tropical Rain Forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management* 190: 323-333.
- Scudeller V.V., Martins F.R. e Shepherd G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic Ombrophylous Dense forest in Southeastern Brazil. *Plant Ecology* 152: 185-199.
- Silva F.C. da. 1994. Composição florística e estrutura fitossociológica da Floresta Tropical Ombrófila da encosta atlântica no município de Morretes – Estado do Paraná. *Acta Biológica Paranaense* 23: 1-54.
- Silva S.M. 2003. A Floresta Atlântica no Paraná. In Fernandes, C. R. Floresta Atlântica: Reserva da Biosfera. p. 17-67.
- Silva A.F. e Shepherd G.J. 1986. Comparações florísticas entre algumas matas brasileiras utilizando análise de agrupamento. *Revista Brasileira de Botânica* 9: 81-86.
- Silva J.M.C. e Tabarelli M. 2000. The species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72-74.
- Souza F.M. e 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.
- 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., Villani J.P. e Mantovani W. 1994. Estudo comparativo da vegetação de dois trechos de floresta secundária no núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, SP. *Revista do Instituto Florestal* 6: 1-11.
- Tabarelli M., Mantovani W. e Peres C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91:119-127.
- Tabarelli M. e Mantovani W. 1999a. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 22: 217-223.
- Tabarelli M. e Mantovani W. 1999b. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica montana. *Revista Brasileira de Biologia* 59: 251-261.

- Tabarelli M. e Mantovani W. 2000. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. *Plant ecology* 148:149-155.
- Tabarelli M. e Peres C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106: 165-176.
- Tabarelli M., Silva J.M.C. e Gascon C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* 13: 1419-1425.
- Tabarelli M. e Gascon C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 19: 734-739.
- Talora, D.C. e Morellato L.P.C. 2000. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 23: 13-26.
- 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.
- Toriola D., Chareyre P. e Buttler A. 1998. Distribution of primary forest plant species in a 19-year old secondary forest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 14: 323-340.
- Uhl C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* 75: 377-407.
- Uhl C., Buschbacher R. e Serrao E.A.S. 1998. Abandoned pastures in eastern Amazonia: I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-681.
- Pijl L. van der. 1972. *Principles of Dispersal in Higher Plants*. 2 ed. Berlim, Springer-Verlag.
- Viana V.M., Tabanez A.J. e Batista J.L. 1997 Dynamics and restoration of forest fragments in Brazilian Atlantic moist forest. In: Laurence W.F. e Bierregaard R.O. (Eds). *Topical forests Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 351-365.
- Williams-Linera G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panamá. *Journal of Ecology* 78: 356-373.
- Zar J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jarsey.
- Zhu H., Xu Z.F., Wang H. e Li B.G. 2004. Tropical rain forest fragmentation and its ecological and species diversity changes in southern Yunnan. *Biodiversity and Conservation* 13: 1355-1372.

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.