



**UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA**

CARLOS EDUARDO DE ARAÚJO BARBOSA

**A ESTRUTURA DA PAISAGEM E A DIVERSIDADE DE
PLANTAS EM REFLORESTAMENTOS**

Londrina
2006

CARLOS EDUARDO DE ARAÚJO BARBOSA

**A ESTRUTURA DA PAISAGEM E A DIVERSIDADE DE
PLANTAS EM REFLORESTAMENTOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação, em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan

Londrina
2008

CARLOS EDUARDO DE ARAÚJO BARBOSA

**A ESTRUTURADA PAISAGEM E A DIVERSIDADE DE
PLANTAS EM REFLORESTAMENTOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação, em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Edmilson Bianchini
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Profa. Dra. Gislene Ganade
Universidade do Vale do Rio dos Sinos –
UNISINOS

Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Londrina, 28 de março de 2006.

Para meu avô

Joaquim Barbosa

AGRADECIMENTOS

Ao José Marcelo Torezan, pelos anos de orientação, amizade e companheirismo, minha eterna gratidão.

À toda a equipe do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas, em especial aos amigos Alba Lúcia Cavalheiro, presente em todas as etapas do trabalho e sempre disposta a mergulhar na solução de problemas e Edson Mendes Francisco e Odair do Carmo Pavão, companheiros de campo, responsáveis por momentos inesquecíveis e sem os quais este trabalho não seria possível.

Aos colegas de profissão e amigos incondicionais Pedro Sant'Ana, Taís Benato, Marcio Seiji, Henrique Garcia, André Lima, Juliana Carneiro, Thiago Bataglioni (Ribeirão), Juliana Simonato e Priscilia Carrasco (Piu) que, de alguma forma, doaram parte de si a este trabalho.

Aos professores Edmilson Bianchini, Gislene Ganade, Oscar Shibatta e José Antonio Pimenta, pela participação nas etapas finais deste trabalho, contribuindo com críticas e sugestões valiosas.

À CAPES e ao Programa de Mestrado em Ciências Biológicas da UEL, pelo apoio financeiro, indispensável para a realização deste trabalho.

À Empresa de Papel e Celulose Klabin S.A. e toda sua equipe, que nos abriu as portas e ofereceu apoio logístico para trabalhar em seus reflorestamentos, em especial ao Vlamir e ao Serginho, sempre dispostos a ajudar.

À Aline, pela compreensão nos momentos de ausência, pelo apoio às minhas escolhas e pelo carinho e amor oferecidos.

À minha família, pelo apoio irrestrito em todos os anos de estudo, desde a escolha da profissão até a conclusão deste trabalho.

BARBOSA, Carlos Eduardo de Araújo. **A estrutura da paisagem e a diversidade de plantas em reflorestamentos**. 2006. 82f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Área de Concentração Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.

RESUMO

A cobertura florestal atual do estado do Paraná representa menos de 10% da vegetação original existente no início do século XX e está distribuída em sua grande maioria em pequenos fragmentos. Esta situação dificulta, ou até mesmo impossibilita, a regeneração dos ambientes degradados através da sucessão secundária natural devido à distância de fontes de propágulos das áreas a serem colonizadas. Neste contexto, reflorestamentos podem ser usados para acelerar e/ou possibilitar a restauração de ambientes degradados e o restabelecimento da biodiversidade, pois atraem animais dispersores e oferecem as condições microclimáticas necessárias para o desenvolvimento de espécies vegetais de estágios sucessionais mais avançados. Atualmente, as florestas secundárias são consideradas ambientes extremamente importantes para a conservação da biodiversidade, porém os conhecimentos sobre a sua ecologia ainda são incompletos. O presente estudo apresenta, em três capítulos, os dados do levantamento das espécies que regeneram no sub-bosque de reflorestamentos. No primeiro capítulo, a diversidade das espécies regenerantes foi comparada entre três reflorestamentos, sob o ponto de vista da distância entre estas áreas em recuperação e os fragmentos vizinhos mais próximos. A proximidade das fontes de sementes não apresentou, na escala usada no estudo, relação direta com a diversidade verificada no sub-bosque dos reflorestamentos, e o que mais influenciou a regeneração foi a estrutura dos próprios reflorestamentos. No capítulo 2 são apresentados dados de um único reflorestamento, contíguo a um fragmento florestal. Foi analisada a influência da distância da borda da mata através de parcelas distribuídas no reflorestamento em um gradiente de distância a partir da floresta madura. A distância da borda da mata não se mostrou suficiente para causar impacto na colonização do sub-bosque, e mais uma vez a estrutura do reflorestamento foi responsável pela diversidade, riqueza e abundância. O terceiro capítulo trata da regeneração no sub-bosque de reflorestamentos de *Araucaria angustifolia* implantados há 12, 22, 35 e 43 anos. As idades não apresentaram influência clara na diversidade e riqueza de espécies, representadas de maneira geral por plantas heliófitas. A variável que melhor explicou a colonização do sub-bosque nestes ambientes foi taxa de cobertura do dossel.

Palavras-chave: Restauração florestal. Regeneração em sub-bosque. Cobertura do dossel. Luminosidade. Estrato herbáceo.

Barbosa, Carlos Eduardo de Araújo. **The landscape structure and the plant diversity in reforestation areas**. 2006. 82p. Dissertation (Masters Degree in Biology – Concentration area Botany) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.

ABSTRACT

The remnant forest cover in the Parana State, Brazil, represents less than 10 % of the original vegetation present in the early 20th, and is distributed mostly in small fragments. This situation difficult, or even prevents, the regeneration of degraded areas through natural secondary succession, due the distance from seed sources. In this context, reforestations may be a solution to the reestablishment of biodiversity, since they turns the degraded area attractive to seed-dispersers and provides environmental conditions to the establishment of late successional plant species. Nowadays, secondary forests are considered very important environments for biodiversity conservation, though the knowledge on its ecology is still incomplete. The present study presents, in three chapters, the data of the inventory of the species that are regenerating in the understorey of reforestation areas. In the first chapter, the diversity of the regenerating species was compared between three reforestations, considering the proximity to forest fragments. The seed source proximity did not presented direct relation to the diversity verified in the understorey in the scale used in study, being the stand structure the factor of greater influence in the regeneration. In the chapter 2 are presented data of a single reforestation area, adjacent to a forest fragment. The influence of the distance of the forest edge in the regeneration was undertaken with plots distributed in a distance gradient starting at the encounter of the reforestation and the primary forest. The distance of the forest edge did not cause impact in the understory regeneration, and once again the stand structure explains variation in the species diversity, richness and abundance. The third chapter presents data over the regeneration in the understoreys of *Araucaria angustifolia* reforestation areas planted 12, 22, 35 and 43 years ago. Increase in reforestation age showed a non-significant trend to an increase in the species diversity and richness, which was represented in general by heliophytes plants. The variable that best explain the colonization of the understorey was the canopy cover.

Keywords: Forest restoration. Understorey regeneration. Canopy cover. Inside-outside forest sunlight rate. Herbaceous plant cover.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	8
CAPÍTULO 1 – A ESTRUTURA DA PAISAGEM E A DIVERSIDADE DE PLANTAS REGENERANTES NO SUB-BOSQUE DE TRÊS REFLORESTAMENTOS NA REGIÃO NORTE DO PARANÁ, BRASIL	14
1 Introdução.....	15
2 Materiais e métodos.....	17
3 Resultados.....	23
4 Discussão.....	30
5 Conclusões.....	33
Literatura citada.....	33
CAPÍTULO 2 – O EFEITO DA DISTÂNCIA DA BORDA DA MATA NA COLONIZAÇÃO DO SUB-BOSQUE EM UM REFLORESTAMENTO ADJACENTE A UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL	40
1 Introdução.....	41
2 Materiais e métodos.....	42
3 Resultados.....	46
4 Discussão.....	50
5 Conclusões.....	52
Literatura citada.....	52
CAPÍTULO 3 – A DIVERSIDADE DE PLANTAS REGENERANTES EM REFLORESTAMENTOS DE <i>ARAUCARIA ANGUSTIFOLIA</i> (BERTOL.) O. KUNTZE DE 12, 22, 35 E 43 ANOS DE IDADE NO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL	57
1 Introdução.....	58
2 Materiais e métodos.....	59
3 Resultados.....	63
4 Discussão.....	68
5 Conclusões.....	70
Literatura citada.....	70
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	78

APRESENTAÇÃO

Apesar da heterogeneidade espacial ser uma característica natural da paisagem, as atividades humanas estão alterando a abundância e o padrão espacial dos habitats. A fragmentação de ecossistemas está diretamente relacionada com a dinâmica rural e urbana de uso dos solos, e é movida por fatores econômicos, sociais, culturais, institucionais e tecnológicos (DALE; PEARSON, 1997), que criam matrizes de áreas manejadas pelo homem, desenvolvimento de florestas secundárias e fragmentos de floresta primária (BENÍTEZ-MALVIDO; MARTÍNEZ-RAMOS, 2003).

O fato de o processo de fragmentação estar atualmente ocorrendo em florestas tropicais é particularmente preocupante, uma vez que estes ambientes possuem muitas espécies com distribuição restrita ou agregada (ANDERSEN et al., 1997), que podem estar sub-representadas nos fragmentos devido ao efeito de amostragem. Além disso, a grande quantidade de espécies raras existentes em ambientes tropicais, pode resultar em populações ainda mais reduzidas em fragmentos (VIANA et al., 1997), o que as coloca diretamente em risco de extinção, por razões como dificuldades na polinização cruzada e conseqüente queda na variabilidade genética (MURCIA, 1996). A dispersão das sementes também é outro fator importante na manutenção das populações de muitas espécies vegetais, pois é afetada pela distância entre os fragmentos (NASON et al., 1997).

Mesmo com o crescente interesse no assunto e conseqüente aumento na quantidade de estudos nas últimas décadas, o conhecimento dos efeitos da fragmentação na biodiversidade dos remanescentes florestais ainda apresenta lacunas a serem preenchidas.

No entanto, comparado com as conseqüências documentadas do processo de fragmentação, há bem menos pesquisas disponíveis sobre os efeitos de programas de reflorestamentos ou restauração concebidos para combater a fragmentação florestal (HENLE et al., 2004). Esta disparidade de conhecimentos provavelmente ocorre por diferenças metodológicas entre a biologia da conservação, que se baseia em descrições de padrões e desenvolvimento de modelos teóricos, e a ecologia da restauração, que se baseia em experiências práticas (YOUNG, 2000).

O crescente processo de fragmentação florestal torna necessária a aplicação de conceitos da ecologia da restauração de forma a permitir a manutenção dos fragmentos remanescentes e mitigar os prejuízos ambientais causados pelo mau uso dos solos.

Em paisagens que apresentam grande cobertura vegetal, o simples abandono

e isolamento de áreas degradadas seria o suficiente para que o processo de sucessão secundária se iniciasse (ZIMMERMAN et al., 2000). No entanto, em paisagens extremamente fragmentadas, a restauração pode ser limitada pela falta de propágulos, devendo-se recorrer a alternativas para a restauração, como reflorestamentos.

A disponibilidade de sementes pode ser caracterizada de três maneiras: a presença, os ganhos e as perdas (WIJDEVEN; KUZEE, 2000). A presença de sementes diz respeito à viabilidade do banco de sementes, que pode ser alterada pela duração, intensidade e frequência de atividades agrícolas (UHL et al., 1988). O ganho de sementes pode ser influenciado pelo tamanho e natureza da área aberta e pela proximidade de uma fonte de sementes. Agentes dispersores de sementes encontram dificuldades em atravessar uma matriz hostil, por conta da falta de alimentos por ela oferecida e exposição à predadores (WUNDERLE Jr., 1997). A perda de sementes viáveis pode ser causada por uma série de fatores, tais como ambientes desfavoráveis, agentes patológicos ou predação (NEPSTAD et al., 1996).

Assim, em determinadas situações, reflorestamentos devem ser implantados de forma a “catalizar” os processos sucessionais, eliminando gramíneas competidoras e oferecendo as condições necessárias para que espécies de estágios de sucessão mais avançados se estabeleçam (PARROTA, 1995). O autor afirma ainda que a escolha das espécies componentes dos reflorestamentos aparentemente afeta, ao menos nos estágios iniciais de desenvolvimento, o número de propágulos e a diversidade de espécies zoocóricas colonizadoras do sub-bosque.

Lugo (1997) propõe o uso de monoculturas silvícolas para o restabelecimento da riqueza de espécies em áreas degradadas. Powers et al. (1997), ao testar o potencial de reflorestamentos comerciais, apontam a importância da taxa de crescimento e da arquitetura das espécies plantadas na regeneração do sub-bosque. Silva Jr. et al. (1995), estudando monocultura de *Eucalyptus grandis*, concluíram que as árvores plantadas atuam como espécies pioneiras o fazem em situações naturais, possibilitando a colonização por espécies nativas. Keenan et al. (1997), em estudo em reflorestamentos na Austrália com espécies nativas e exóticas, constataram maior riqueza sob as espécies nativas.

Atualmente, busca-se com a restauração de ecossistemas degradados o restabelecimento das funções ecológicas do ambiente, dada a impossibilidade prática de restauração do ambiente à sua forma original. Diversos trabalhos questionam o papel da alta diversidade na formação de ecossistemas em equilíbrio (LAMONT, 1995; HOLDGATE, 1996; SILVER et al., 1996) e apontam a diversidade de grupos funcionais, e não de espécies,

como o fator primordial no funcionamento de ecossistemas. Apesar disto, a diversidade biológica é de fundamental importância no armazenamento de informações genéticas, o que garante a capacidade de resiliência do ecossistema (HOLDGATE, 1996).

Finegan (1996) afirma que não importa o quão rica uma floresta secundária possa se tornar, sua composição florística será, durante décadas, muito diferente daquela observada em florestas maduras, mesmo em ambientes semelhantes. No entanto, as diferenças encontradas nas composições florísticas das florestas secundárias com relação às florestas maduras não as tornam menos importantes para o meio ambiente. Isto porque está claro que sistemas clímax não persistem sem mudanças, o que faz com que um plano efetivo de conservação da biodiversidade de uma região através da proteção de fragmentos florestais deva englobar uma área grande o suficiente para incorporar fragmentos em diversos estágios sucessionais (HOLDGATE, 1996). Desta forma, fica clara a posição de destaque das florestas secundárias na preservação da biodiversidade e manutenção dos ciclos biogeoquímicos.

As florestas secundárias são formadas a partir da sucessão da vegetação, através da alteração progressiva da estrutura e da composição das espécies da vegetação. A sucessão vegetal é alvo de atenção de pesquisadores há muito tempo. Descrições de zonas de vegetação e de mudanças na vegetação de um local já estavam presentes nos trabalhos do filósofo grego Theophrastus (300 A.C., apud DRURY; NISBET, 1973). A idéia de que uma comunidade vegetal pode alterar seu ambiente e prepará-lo para outra comunidade também é antiga, tendo sido discutida por Buffon (1742, apud DRURY; NISBET, 1973). Durante todo o século XIX diversos autores descreveram zonas e seqüências da vegetação, no entanto foi o trabalho pioneiro de Henry Cowles, no final do século, que baseou as primeiras teorias sobre o processo de sucessão vegetal. De acordo com Cowles (1899), a sucessão vegetal transcorria de forma ordenada, como um organismo, em direção a uma determinada comunidade clímax que se desenvolvia em um ambiente modificado por uma seqüência prévia de outras comunidades vegetais.

Até então os estudos tratavam do processo de sucessão primária, que se refere ao assentamento e o desenvolvimento de comunidades de plantas em habitats recentemente formados, inicialmente desprovidos de plantas (RICKLEFS, 2003).

As idéias de Cowles sobre sucessão vegetal foram cristalizadas em uma teoria mais ampla de dinâmica de vegetações, proposta por Frederick Clements no início do século XX, que foi quem praticamente iniciou os estudos para a compreensão da sucessão secundária. Com a idéia de que a sucessão ecológica é um fenômeno holístico, Clements (1916, apud COLINVAUX, 1973) considerava que uma comunidade apresentava em seu

desenvolvimento as etapas de desenvolvimento de um organismo individual, possuindo, portanto, alguma estratégia de auto-organização, sendo este modelo conhecido como “organicista”. Clements defendia ainda o conceito de monoclímax, afirmando que todas as comunidades de uma dada região climática se dirigiam a um único clímax.

Em oposição à visão organicista, Gleason (1926) propôs o modelo “individualista” de sucessão, segundo o qual os processos sucessionais não são organizados. Por este modelo, as espécies entrariam no sistema de forma aleatória, dependendo da sua capacidade de dispersão, e se estabeleceriam nele apenas por que, naquele momento, o ambiente lhes seria favorável. Desta forma as características individuais das espécies e suas interações com o meio físico modulariam a evolução do processo sucessional.

Seguindo a corrente individualista, Egler (1954) sugeriu a hipótese da composição florística inicial, na qual afirma que a maioria das espécies que ocorrem em uma área durante a sucessão se estabelecem no início do processo. As diferentes espécies que dominavam o processo em diferentes etapas refletiriam a história de vida, taxa de crescimento e tamanho na maturidade dos indivíduos. As mudanças autogênicas seriam de importância nula ou inibitória no processo.

Odum (1969) resgatou o trabalho de Clements, que tratava da descrição da seqüência de espécies que invadem um local, e o incrementou com descrições de características como biomassa, produtividade, diversidade, amplitude de nicho etc. Com base nos conceitos de estágios maduros e imaturos de um ecossistema criados por Margalef (1963), Odum criou uma tabela apresentando tendências sucessionais comparando diversas características de acordo com o estágio sucessional.

Pickett (1976) apresentou uma visão evolucionista da sucessão, na qual a estratégia evolutiva das plantas (por exemplo, o tempo de ciclo de vida, tempo de reprodução ou o grau de recombinação) seria fator determinante na distribuição das espécies nos gradientes espaciais e temporais. Segundo o autor, a paisagem seria um mosaico de diferentes estágios sucessionais, gerados por perturbações aleatórias ou periódicas.

A interpretação individualista do papel das mudanças autogênicas deu margem ao surgimento de outros modelos. Connell e Slatyer (1977) propuseram os modelos de facilitação, tolerância e inibição para explicar a sucessão, baseados nas interações competitivas, ciclo de vida das espécies e influência de fatores como herbivoria, predação e doenças.

Os modelos de Connell e Slatyer foram criticados por não considerar que os processos envolvidos em cada um dos modelos poderiam ocorrer simultaneamente,

interagindo entre si, além de sofrerem influência de eventos estocásticos, como seca ou enchente (WALKER; CHAPIN, 1987).

Finegan (1984) discorda dos rumos tomados pelos estudiosos da sucessão secundária. O autor conclui que a teoria reducionista é falha, uma vez que esta nega a natureza da dispersão de sementes e minimiza a importância das mudanças autogênicas.

Em um período em que a ecologia se apoiava fortemente no conceito da exclusão competitiva (HUSTON, 1979), Denslow (1980) questiona a eficiência de teorias baseadas em competição e partição de recursos para explicar padrões de riqueza em comunidades vegetais. A autora argumenta que espécies distintas apresentam meios semelhantes de adquirir os mesmos recursos (água, luz, minerais), e que não estaria claro como recursos homogêneos pudessem ser divididos entre organismos fisiologicamente semelhantes.

Algumas espécies apresentam distribuição de acordo com fatores topográficos ou pedológicos, o que, no entanto, não é padrão para todas as espécies. Assim, Denslow (1980) propõe um mecanismo de distribuição baseado nas diferentes estratégias de regeneração em clareiras, com distribuição e tamanhos distintos.

De acordo com a performance de germinação e estabelecimento em clareiras com diferentes tamanhos, Denslow (1980) propôs uma classificação em especialistas de clareiras grandes (“Pioneiras”), especialistas de clareiras pequenas (“Oportunistas”) e espécies de sub-bosque (“Tolerantes”).

Observando a sucessão secundária em terras baixas tropicais, Budowski (1963) propôs generalizações sobre o processo, que ainda hoje são de grande valia na identificação de padrões de estágios sucessionais. Com base na composição florística, fisionomia e estrutura das comunidades vegetais, o autor reconheceu a existência de etapas serais na sucessão secundária tropical e as nomeou pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax (BUDOWSKI, 1965).

Dada a necessidade de classificação das espécies nos estudos sobre sucessão secundária, os grupos sucessionais propostos por Budowski, a princípio para classificar comunidades, foram aplicados diretamente nas espécies, originando a classificação corrente na ecologia da restauração. Apesar da classificação ser eficiente em seu propósito, a existência de um *continuum* de vegetação tratado por Whittaker (1974), explica a dificuldade em classificar as espécies em grupos sucessionais discretos. Este autor afirma que as comunidades vegetais se interpenetram, e que as populações se substituem gradualmente ao longo dos gradientes ambientais, cada uma adaptada a uma posição dentro desse gradiente, ao

que o autor chamou de *continuum* de vegetação. Assim, não raro, uma espécie vegetal pode ter como ambiente mais favorável ao seu desenvolvimento exatamente um ponto intermediário neste gradiente, ficando entre dois grupos sucessionais, dificultando sua classificação.

Atualmente, o conceito de sucessão secundária posiciona-se em algum ponto entre a teoria holística de Clements e as idéias individualistas de Gleason e, apesar de completar quase um século de estudos, é um assunto que está longe de ser esgotado. Os esforços para a compreensão dos processos envolvidos na sucessão secundária ganharam novo impulso nas últimas décadas com o surgimento de paisagens extremamente fragmentadas em ambientes tropicais, o que acabou por incluir aspectos da ecologia da paisagem à restauração de ecossistemas.

O presente estudo visa identificar as espécies que regeneram em reflorestamentos com espécies arbóreas nativas, relacionando o processo de colonização do sub-bosque com a estrutura do reflorestamento e com a distância de fragmentos de floresta madura, ou seja, das fontes de sementes.

Desta forma procura-se responder a seguinte pergunta: as características estruturais (cobertura de copa, luminosidade, cobertura do estrato herbáceo, etc) de reflorestamentos e sua distância de fragmentos florestais influenciam na diversidade de espécies vegetais lenhosas nestas áreas em recuperação?

A dissertação é organizada em três capítulos. No primeiro deles é feita uma comparação entre três áreas de reflorestamentos na região de Londrina, Paraná, que apresentam distâncias diferentes dos fragmentos vizinhos mais próximos. O segundo capítulo trata de uma única área de reflorestamento que é adjacente a um grande fragmento florestal, o que permitiu analisar se a distância da borda de uma mata afeta a regeneração no sub-bosque do reflorestamento. No último capítulo são apresentados os resultados do levantamento da regeneração em áreas de reflorestamento de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze de quatro diferentes idades de plantio: 12, 22, 35 e 43 anos.

Capítulo 1:

A estrutura da paisagem e a diversidade de plantas regenerantes no sub-bosque de três reflorestamentos na região norte do Paraná, Brasil

Artigo nas normas da revista Restoration Ecology

A estrutura da paisagem e a diversidade de plantas regenerantes no sub-bosque de três reflorestamentos na região norte do Paraná, Brasil

Carlos Eduardo de A. Barbosa¹, Tais Benato¹ e José Marcelo Torezan²

Resumo

Atualmente, reflorestamentos são vistos como forma de acelerar o processo de restauração florestal, pois eliminam espécies invasoras e propiciam ambiente favorável para a colonização por novas espécies. A colonização do sub-bosque de três reflorestamentos a diferentes distâncias de fragmentos florestais foi observada, tendo sido registradas 155 espécies pertencentes a 48 famílias botânicas. A diversidade e a riqueza de espécies foi bastante similar entre os reflorestamentos, e não houve relação clara entre a colonização do sub-bosque e a distância dos fragmentos, provavelmente devido à interferência da grande quantidade de pequenos fragmentos na paisagem da região. Os fatores que melhor explicaram a diversidade e a riqueza foram a cobertura do estrato herbáceo e a luminosidade.

Palavras-chave: restauração, regeneração, cobertura do estrato herbáceo, luminosidade, distância de fragmento.

1. Introdução

A pressão exercida por atividades agropecuárias sobre as florestas tropicais para a mudança no uso do solo causa a perda de habitats florestais e aumenta o isolamento de fragmentos remanescentes por todo o mundo (Henle et al., 2004). Esta situação tem como agravante o fato de que estes remanescentes geralmente não representam a diversidade dos ecossistemas previamente existentes (Lamb et al., 1997).

A recuperação de áreas degradadas pelo processo de sucessão secundária se torna praticamente impossível em regiões que apresentam fragmentação florestal intensa. Isto ocorre devido à distância das áreas degradadas de florestas maduras e, conseqüentemente, de fontes de propágulos para a recolonização. Desta forma, a dispersão de propágulos pode ser considerada um fator limitante à invasão de plantas, seja para a colonização de áreas abandonadas ou para o enriquecimento de florestas secundárias mais estruturadas (Mesquita

¹ Mestrado em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Londrina.

² Autor para correspondência – endereço eletrônico: torezan@uel.br

et al., 2001). Lugo (1997), em uma revisão sobre a regeneração sob florestas plantadas, lançou uma série de tópicos para pesquisas futuras, dentre os quais, dado o contexto atual de intensa e generalizada fragmentação de ambientes florestais, destaca-se a importância da distância das fontes de propágulos.

Atualmente reflorestamentos são tidos como uma forma de acelerar, ou mesmo possibilitar, a recuperação de ambientes florestais degradados em paisagens fragmentadas (Zimmerman et al., 2000), melhorando as condições do solo e provendo habitat para agentes dispersores de novas espécies. As espécies usadas em um reflorestamento em áreas degradadas teriam o papel de facilitadoras, alterando o ambiente e permitindo o estabelecimento de espécies de estágios sucessionais mais avançados (Finegan, 1984). A complexidade estrutural das florestas plantadas é determinante no enriquecimento posterior da biodiversidade, devido à importância da heterogeneidade do hábitat necessária para a dispersão de sementes por animais selvagens e à heterogeneidade microclimática necessária à germinação de sementes (Lamb et al., 1997).

Esta visão “funcional” dos reflorestamentos, que prevê o restabelecimento das funções ecológicas dos ambientes degradados, é baseada em trabalhos como os de Lamont (1995), Holdgate (1996) e Silver et al. (1996), que acreditam que a diversidade de grupos funcionais, e não de espécies, é que garantem o funcionamento do ecossistema. Uma vez restabelecido o funcionamento do ecossistema, dá-se continuidade ao processo de sucessão secundária, como mostram diversos estudos sobre a influência dos reflorestamentos na colonização do sub-bosque e conseqüente aumento da biodiversidade de áreas em recuperação (Parrota, 1995; Haggard et al., 1997; Lugo, 1997; Otsamo, 2000).

A colonização do sub-bosque de reflorestamentos ou de florestas secundárias é um fenômeno já bastante observado, não havendo, no entanto, total compreensão de muitos processos que afetam esta colonização (Keenan et al., 1997). O aumento de conhecimento

científico nesta área permitirá o desenvolvimento de sistemas de manejo de plantios mais eficientes para a manutenção da biodiversidade.

Os objetivos deste trabalho são identificar as espécies vegetais lenhosas que regeneram nos reflorestamentos da região e avaliar a influência da distância das fontes de propágulos para o processo de colonização do sub-bosque de áreas em recuperação.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de Estudo

O estudo foi conduzido na região Norte do estado do Paraná, em reflorestamentos localizados na região de Londrina (Fig. 1), compostos por espécies nativas e exóticas e implantados a pelo menos dez anos estando, portanto, livres de manutenção.

O Sítio 1, conhecido como Projeto Madeira, está posicionado no “Parque Estadual Mata dos Godoy” em Londrina (23°27’S, 51°14’O, 550 m de altitude), ao lado do maior fragmento remanescente da região, com área total de cerca de 2900 ha. Este reflorestamento foi implantado em 1990, com o objetivo de testar o potencial madeireiro de cinco espécies nativas (Tab. 1). Por estas espécies serem decíduas e terem sido plantadas com um espaçamento entre as árvores relativamente grande (3x3 m), este reflorestamento é diferente dos demais.

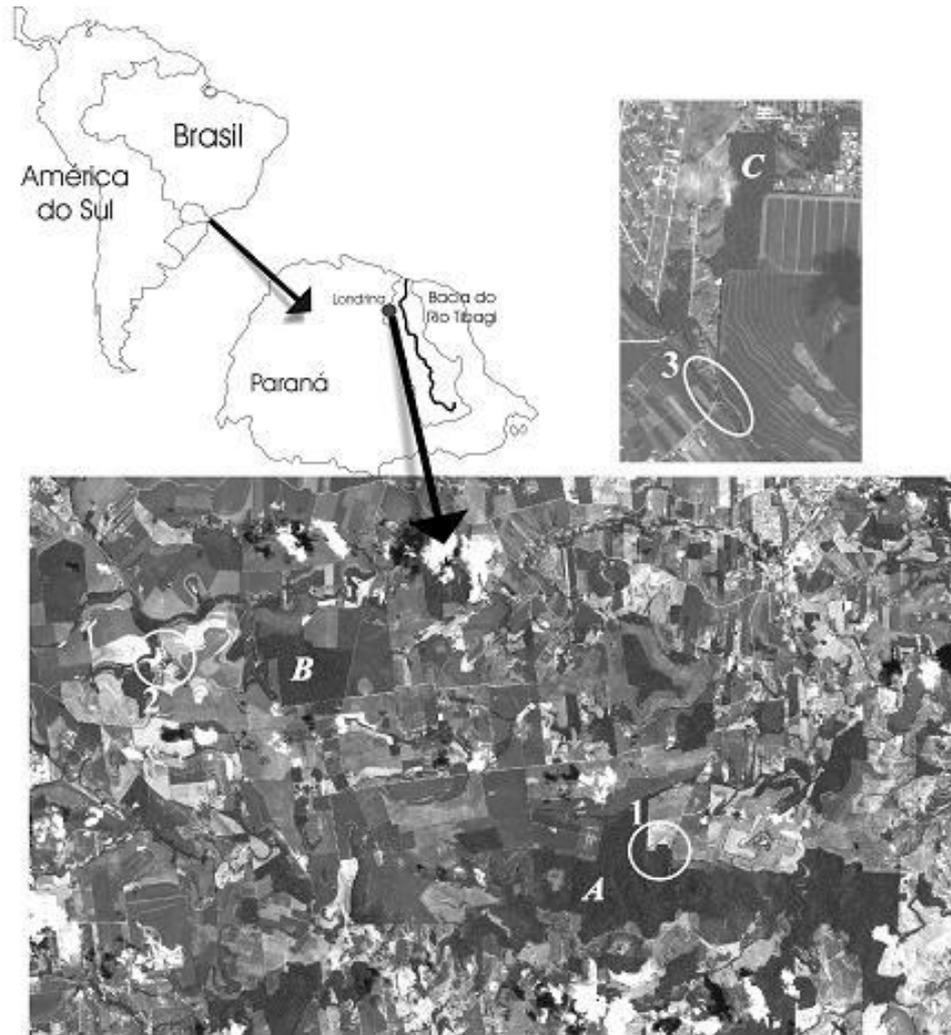


Figura 1 – Localização dos reflorestamentos estudados no norte do estado do Paraná, Brasil. As imagens abaixo e à direita dos mapas são recortes de uma imagem pancromática Landsat-ETM+ de fevereiro de 2002, nas quais estão indicados os Sítios 1, 2 e 3 pelos círculos brancos e seus respectivos fragmentos vizinhos, que são o Parque Estadual Mata dos Godoy (A), Mata do Bule (B) e Horto da Universidade Estadual de Londrina (C).

O Sítio 2, localizado no município de Araongas na Fazenda Nossa Senhora Aparecida ($23^{\circ}24'S$, $51^{\circ}22'O$, 730 m de altitude), de propriedade da Solana Agropecuária Ltda., foi reflorestado em 1994. O fragmento florestal mais próximo do Sítio 2 é conhecido como “Mata do Bule”, com uma área de cerca de 380 ha. O Sítio 3, localizado na Fazenda Escola ($23^{\circ}20'S$, $51^{\circ}12'O$, 550 m de altitude) no Campus da Universidade Estadual de Londrina (UEL), data de 1996 e tem como fragmento mais próximo o Horto da UEL, uma

mata secundária de cerca de 40 anos com área total próxima de 12 ha. Os reflorestamentos dos Sítios 2 e 3 apresentam estruturas semelhantes, por terem sido implantados com o propósito de restaurar matas ciliares, com espaçamento entre as mudas semelhante (2x3 m e 2x2 m, respectivamente), além de apresentarem composição de espécies mais diversificada do que no Sítio 1 (Tab. 1).

Tabela 1 – Lista das espécies plantadas em três reflorestamentos implantados no norte do estado do Paraná, Brasil, que se localizam no Parque Estadual Mata dos Godoy na cidade de Londrina (Sítio 1), na Fazenda Nossa Senhora Aparecida, na cidade de Apucarana (Sítio 2) e na Fazenda Escola da Universidade Estadual de Londrina na cidade de Londrina (Sítio 3). Espécies exóticas estão indicadas pelo asterisco (*) e espécies alóctones estão indicadas pelos círculos (°).

Espécie	Família	Sítio 1	Sítio 2	Sítio 3
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	Leg – Mimosoideae		X	
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Verbenaceae		X	
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Leg – Mimosoideae		X	
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	Leg – Mimosoideae			X
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) O. Kuntze	Araucariaceae		X	
<i>Cariniana</i> sp.	Lecythidaceae			X
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae			X
<i>Chorisia speciosa</i> St. Hil.	Bombacaceae		X	
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Rhamnaceae	X		
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	Boraginaceae	X	X	
<i>Croton floribundus</i> Spreng	Euphorbiaceae		X	
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Phytolacaceae		X	
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.*	Rhamnaceae		X	
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	Bignoniaceae			X
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	Caricaceae			X
<i>Ligustrum lucidum</i> W. T. Aiton*	Oleaceae		X	

Tabela 1 - continuação

Espécie	Família	Sítio 1	Sítio 2	Sítio 3
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	Anacardiaceae			X
<i>Muntingia calabura</i> L. ^o	Elaeocarpaceae			X
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Leg – Mimosoideae	X		X
<i>Patagonula americana</i> (L.)	Boraginaceae		X	
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Leg – Caesalpinioideae	X	X	
<i>Psidium guajava</i> L. ^o	Myrtaceae		X	
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	Polygonaceae			X
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae		X	X
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake ^o	Leg – Caesalpinioideae			X
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart.) Standl.	Bignoniaceae	X		
<i>Vitex montevidensis</i> Cham.	Verbenaceae			X

A vegetação original da região, composta por floresta estacional semidecidual, sofreu intenso processo de desmatamento devido, principalmente, aos diversos ciclos econômicos ocorridos ao longo da história do estado (Soares & Medri, 2002). Nesta região o solo é do tipo latossolo roxo eutrófico e terra roxa estruturada, originado em derrames de basaltos, que apresenta alta fertilidade (Stipp, 2002), sendo hoje utilizado basicamente na produção de grãos, como soja e milho. Esta região é caracterizada pelo tipo climático Cfa subtropical úmido, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida (IAPAR, 2000). A média anual de precipitação é de 1600 mm, apresentando evapotranspiração média anual entre 1300 e 1400 mm, além de média anual de umidade relativa do ar entre 75 e 80% e temperatura média de 21° C (Mendonça & Danni-Oliveira, 2002).

2.2. Coleta de dados

Foram implantadas dez parcelas de 5x5 m (25 m²) em cada uma das áreas de reflorestamento. As parcelas foram distribuídas mantendo-se a maior distância possível das bordas do reflorestamento e entre si. Todas as plantas lenhosas com mais de 10cm de altura foram incluídas no estudo, com exceção das árvores plantadas nos reflorestamentos.

Os indivíduos amostrados foram identificados no campo quando possível, ou coletados e herborizados para identificação posterior em herbário. A composição e as proporções de espécies das árvores plantadas nos reflorestamentos foram obtidas no campo e, na existência de registro, em listagens dos responsáveis pela implantação.

Foram coletadas variáveis ambientais para testes de correlação com a abundância, riqueza e diversidade de espécies na regeneração. A luminosidade no sub- bosque foi medida com um luxímetro, através da diferença entre a luminosidade medida no interior do reflorestamento e em um ambiente aberto. A capacidade de sombreamento do dossel foi medida com o uso de um densiômetro esférico. A cobertura de ervas e gramíneas foi estimada através da divisão visual da parcela em quadrantes, o que permitiu a aferição de uma porcentagem de cobertura por herbáceas. As coordenadas geográficas das parcelas, registradas por meio de GPS, foram inseridas em um sistema de informação geográfica (SIG). Com o SIG foi possível estimar a distância das áreas de amostragem dos fragmentos florestais da região.

Após a identificação das espécies vegetais foram levantados dados com relação ao hábito e a aspectos da biologia de frutos e sementes de tais espécies, para posterior análise de sua capacidade de dispersão entre remanescentes florestais e as áreas em recuperação. Além disso, dados com relação à biogeografia das espécies coletadas (se são nativas ou exóticas) foram levantados.

2.3. Análise de dados

A estrutura da paisagem no entorno dos locais amostrados e de fragmentos florestais remanescentes próximos foi analisada através de um índice de proximidade (Gustafson & Parker, 1992). Este índice é calculado com a determinação de um raio em torno do fragmento alvo (neste caso, a área de reflorestamento), e é calculada a somatória da área (m^2) dos fragmentos florestais presentes dentro do perímetro considerado, dividida pelo quadrado da distância (em metros). Neste estudo foram adotados raios em torno dos reflorestamentos de 1 Km, 5 Km e 10 Km. Os cálculos foram realizados no programa FragStat (McGarigal & Marks, 1994). Índices de proximidade altos indicam grande quantidade de fragmentos dentro do intervalo de distância delimitado pelo raio.

Para caracterizar a paisagem, a cobertura florestal foi estimada para cinco quilômetros ao redor dos pontos de amostragem com o uso de um mapa de cobertura florestal que foi gerado a partir de uma imagem de satélite Landsat 7 ETM+ datada de fevereiro de 2002, com o auxílio do classificador “isocluster”, disponível no programa Idrisi32 (Eastman, 1997).

O índice de diversidade de Shannon foi usado para comparação da diversidade de espécies entre os diferentes ambientes em questão. Este índice é baseado na abundância proporcional das espécies e busca condensar os dados de riqueza e equitabilidade em um único valor (Magurran, 1988). As diferenças entre a diversidade e a abundância de espécies encontradas foram comparadas com análise de variância (ANOVA) através do programa Statistica 6.0 (Statsoft Inc., 2001). A riqueza de espécies foi analisada a partir de curvas de acúmulo de espécies por área calculadas com o uso do programa de computador EstimateS (Colwell, 2005). Os dados de riqueza foram randomizados 50 vezes para evitar a influência da ordem de entrada dos dados de cada parcela. Como curvas de acúmulo de espécies por área

podem subestimar a riqueza de espécies (Magurran, 1988), foram aplicados os estimadores de riqueza Jackknife 2 e ACE para aperfeiçoar a estimativa de riqueza (Chazdon et al. 1998).

A proporção de espécies em comum entre as áreas amostradas foi comparada com a aplicação dos Índices de Similaridade de Jaccard e de Sorensen (índices qualitativos baseados na presença/ausência de espécies) e o Índice de Similaridade de Bray-Curtis (índice quantitativo que leva em conta a abundância), todos calculados pelo programa EstimateS (Colwell, 2005). Estes índices têm valor 1 quando há completa similaridade entre as amostras e valor 0 quando os locais comparados são completamente diferentes.

3. Resultados

3.1. Estrutura da paisagem

A estimativa da cobertura florestal em um raio de cinco quilômetros ao redor dos reflorestamentos, ou seja, em 7850 ha, aponta a paisagem no entorno do Sítio 1 como a mais florestada, com cerca de 3.233 ha (41%) de cobertura florestal, seguida do Sítio 2, com cerca de 974 ha (12%) e do Sítio 3 com 619 ha (8%) de área coberta por florestas.

Os índices de proximidade (Tab. 2) indicam que o reflorestamento menos isolado é, como esperado, o do Sítio 1, contíguo ao fragmento e o Sítio 3 é apontado como o mais isolado. Os índices de proximidade praticamente não se alteram com o aumento do raio, o que pode ser considerado indicativo de que a paisagem ao redor dos reflorestamentos é bastante homogênea.

Tabela 2 – Área total e perímetro de três reflorestamentos na região norte do estado do Paraná, Brasil e seus respectivos índices de proximidade (IP) de fragmentos florestais calculados para áreas de 1, 5 e 10 quilômetros ao redor dos reflorestamentos.

	Área (ha)	Perímetro (m)	IP - 1km	IP - 5km	IP - 10km
Sítio 1	19,44	3180	8189,1	8190,8	8191,4
Sítio 2	92,61	12420	128,6	131,0	132,0
Sítio 3	5,94	2580	18,0	19,5	19,9

3.2. Riqueza e diversidade da regeneração

Os Sítios 1, 2 e 3 apresentaram, respectivamente, riquezas de 71, 85 e 66 espécies e índices de diversidade de Shannon de 1,80, 1,79 e 1,98 , não havendo diferenças significativas. No entanto o Sítio 2 apresentou abundância de indivíduos amostrados significativamente mais alta ($p \leq 0,05$) do que nos demais locais.

No total, foram registradas 155 espécies pertencentes a 48 famílias botânicas, das quais 136 foram identificadas até o nível específico, 18 até o gênero e 1 até a família (ver Anexo 1). Apesar das diferenças de proximidade de fragmentos florestais, a proporção de hábitos e síndromes de dispersão se mostrou semelhante entre as três áreas (Fig. 2), com exceção do Sítio 1, que apresentou menor quantidade de espécies arbóreas e maior quantidade de arbustos e lianas do que nas outras áreas.

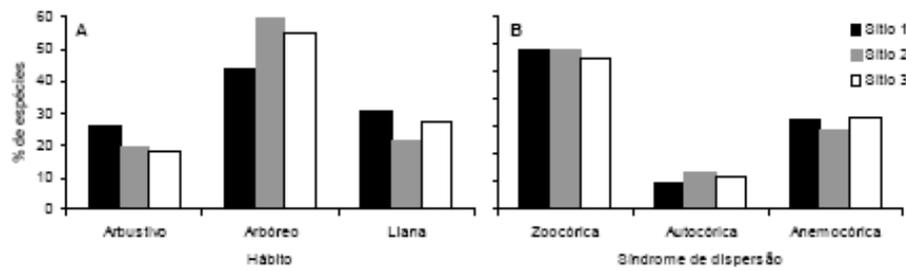


Figura 2 – Porcentagem de espécies segundo o hábito (A) e síndrome de dispersão (B) amostradas no sub-bosque de três reflorestamentos na região norte do estado do Paraná, Brasil.

As curvas de acúmulo de espécies (Fig. 3) apresentam, além da riqueza observada, que formou uma curva com tendência a assintose, estimadores de riqueza ACE e Jackknife 2, que demonstram, ao menos para o Sítio 1 (Fig. 3A), que um maior esforço amostral poderia aumentar o número de espécies no inventário.

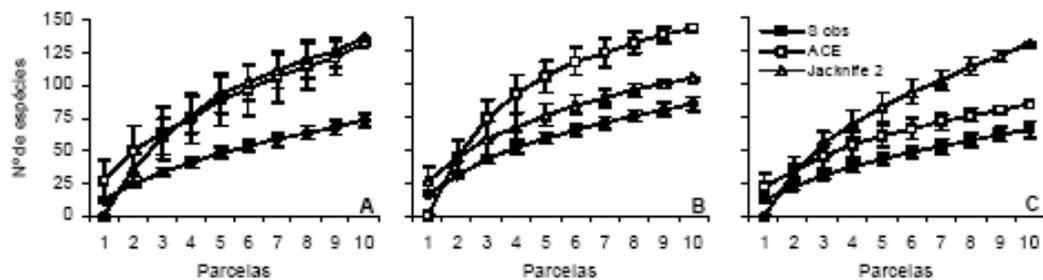


Figura 3 – Curvas de acúmulo de espécies de plantas lenhosas do sub-bosque de três reflorestamentos na região norte do estado do Paraná, Brasil, produzidas a partir da riqueza observada (S obs), e dos estimadores de riqueza ACE (Estimador baseado na abundância) e Jackknife 2 (Estimador baseado na incidência), sendo as áreas amostrais representadas por (A) Sítio 1, (B) Sítio 2 e (C) Sítio 3.

As três áreas apresentaram número semelhante de espécies em comum (Tab. 3), e de acordo com os índices de similaridade aplicados elas são bastante distintas entre si no que diz respeito à composição florística da regeneração. Os Sítios 2 e 3, que são os menores e mais isolados, apresentam a maior proporção de espécies em comum.

Tabela 3 – Quantidade de espécies em comum e índices de similaridade de Jaccard e Sorensen (qualitativos) e Bray-Curtis (quantitativo) entre três reflorestamentos na região norte do estado do Paraná, Brasil (Sítios amostrais 1, 2 e 3).

1ª amostra	2ª amostra	S na 1ª amostra	S na 2ª amostra	Espécies em comum	Índice de Jaccard	Índice de Sorensen	Bray-Curtis
1	2	66	71	22	0.191	0.321	0.143
1	3	66	85	29	0.238	0.384	0.225
2	3	71	85	27	0.209	0.346	0.116

3.2. Efeito dos fatores ambientais

Os fatores medidos na caracterização ambiental dos reflorestamentos influenciaram de maneiras distintas a colonização nas três áreas. No Sítio 1, correlações negativas deixam evidente a influência da luminosidade na colonização do sub-bosque (tabela 4), havendo também correlações negativas entre o estrato herbáceo e a riqueza e abundância.

No modelo de regressão linear (Fig. 4) a cobertura do estrato herbáceo apresenta influência sobre a abundância, com r^2 significativo a $p \leq 0,05$, assim como a riqueza e diversidade tendem a ser influenciadas pela luminosidade.

Tabela 4 – Coeficientes de correlação entre valores de riqueza (S), riqueza transformada (Log S), abundância (N) e índice de diversidade de Shannon (H') com a cobertura do estrato herbáceo (EH), cobertura do dossel (CD) e taxa de luminosidade (Lux), coletados no sub-bosque de três reflorestamentos na região norte do estado do Paraná, Brasil. Valores estatisticamente significativos ($p \leq 0,05$) estão indicados pelo asterisco (*).

	S	LogS	N	H'	EH	CD	Lux
Sítio 1	S	1.00	-	-	-	-	-
	LogS	0.98	1.00	-	-	-	-
	N	0.50	0.56	1.00	-	-	-
	H'	0.64*	0.61	-0.28	1.00	-	-
	EH	-0.50	-0.58	-0.86*	0.17	1.00	-
	CD	-0.03	-0.09	-0.61	0.39	0.49	1.00
	Lux	-0.71*	-0.76*	-0.34	-0.69*	0.35	0.08
Sítio 2	S	1.00	-	-	-	-	-
	LogS	0.97*	1.00	-	-	-	-
	N	0.07	0.17	1.00	-	-	-
	H'	0.68*	0.67*	-0.51	1.00	-	-
	EH	-0.57	-0.67*	0.15	-0.68*	1.00	-
	CD	0.29	0.20	-0.01	0.10	-0.23	1.00
	Lux	0.45	0.32	0.06	0.19	0.19	-0.26
Sítio 3	S	1.00	-	-	-	-	-
	LogS	0.99*	1.00	-	-	-	-
	N	0.45	0.49	1.00	-	-	-
	H'	0.79*	0.81*	0.26	1.00	-	-
	EH	0.16	0.19	0.10	0.38	1.00	-
	CD	0.61	0.61	0.52	0.63*	0.13	1.00
	Lux	-0.78*	-0.78*	-0.20	-0.85*	-0.28	-0.37

Aparentemente no Sítio 2 a variável que mais influenciou na colonização foi a cobertura do estrato herbáceo, uma vez que houve correlação negativa significativa entre esta variável e a diversidade, além de tendências apontadas pelos gráficos de regressão linear (Fig. 5).

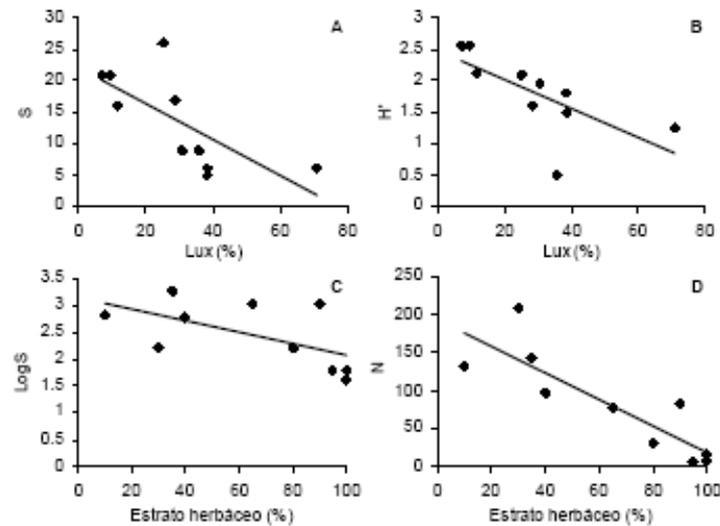


Figura 4 – Relações entre as variáveis ambientais referentes às taxas de luminosidade (A e B) e cobertura do estrato herbáceo (C e D) e parâmetros de regeneração de espécies lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento (Sítio 1) na região norte do estado do Paraná, Brasil. (A) Riqueza: $y = -0,2879x + 22,129$; $r_2 = 0,511$; $gl = 1,8$; $F = 8,35$; $p = 0,02$; (B) Diversidade: $y = -0,0229x + 2,4677$; $r_2 = 0,473$; $gl = 1,8$; $F = 7,20$; $p = 0,03$; (C) Riqueza transformada: $y = -0,0106x + 3,1374$; $r_2 = 0,338$; $gl = 1,8$; $F = 4,08$; $p = 0,08$; (D) Abundância: $y = -1,7476x + 193,12$; $r_2 = 0,742$; $gl = 1,8$; $F = 23,02$; $p < 0,01$.

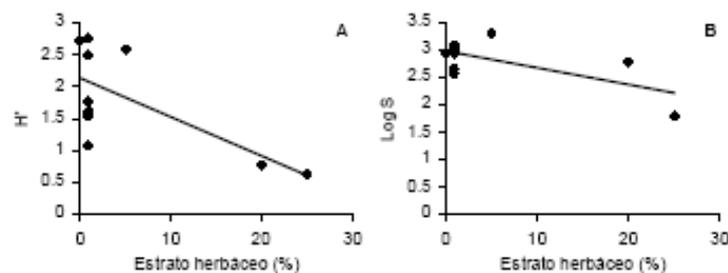


Figura 5 - Relações entre a taxa de cobertura do estrato herbáceo e parâmetros de regeneração de espécies lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento (Sítio 2) na região norte do estado do Paraná, Brasil. (A) Diversidade: $y = -0,0609x + 2,1395$; $r_2 = 0,467$; $gl = 1,8$; $F = 7,01$; $p = 0,03$; (B) Riqueza transformada: $y = -0,0314x + 2,9877$; $r_2 = 0,455$; $gl = 1,8$; $F = 6,68$; $p = 0,03$

A colonização do sub-bosque no Sítio 3 é, aparentemente, influenciada pela quantidade de luz que penetra o dossel do reflorestamento. Isto é evidenciado pelas correlações negativas significativas (Tab. 4) entre a taxa de luminosidade e os valores de riqueza e diversidade, assim como pela correlação positiva significativa entre a cobertura do dossel a diversidade. O modelo de regressão linear reforça a importância da taxa de luminosidade sobre a riqueza e a diversidade (Fig. 6), tendo apresentado r^2 significativo ($p \leq 0,05$) para a diversidade e riqueza de espécies, mesmo com pouca variação na porcentagem da luminosidade sob o dossel, que ficou entre 2 e 11% daquela observada externamente ao reflorestamento.

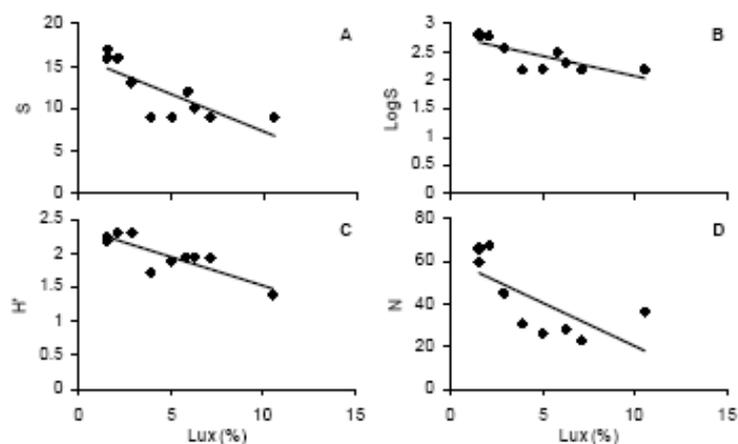


Figura 6 – Relações entre a taxa de luminosidade e parâmetros de regeneração de espécies arbóreas no sub-bosque de um reflorestamento (Sítio 3) na região norte do estado do Paraná, Brasil. (A) Riqueza: $y = -0,9032x + 16,231$; $r^2 = 0,612$; $gl = 1,8$; $F = 12,64$; $p < 0,01$; (B) Riqueza transformada: $y = -0,073x + 2,7946$; $r^2 = 0,608$; $gl = 1,8$; $F = 12,45$; $p < 0,01$; (C) Diversidade: $y = -0,0857x + 2,3869$; $r^2 = 0,725$; $gl = 1,8$; $F = 21,16$; $p < 0,01$; (D) Abundância: $y = -4,1032x + 61,029$; $r^2 = 0,491$; $gl = 1,7$; $F = 6,78$; $p = 0,03$.

4. Discussão

Os resultados deste estudo indicam que muitas espécies podem colonizar o sub-bosque de reflorestamentos na região. As diferenças estruturais entre os reflorestamentos são resultado de modelos de plantio distintos que, associadas à falta de réplicas para as áreas em questão, podem dificultar comparações com outras regiões. No entanto, o processo de colonização apresentou uma série de tendências interessantes.

A hipótese inicial era de que a distância das fontes de propágulos seria o principal fator influenciando a colonização do sub-bosque. Portanto, esperava-se que o Sítio 1 apresentasse maior diversidade que os demais, seguido dos Sítios 2 e 3. No entanto, a distância não apresentou ligação clara com a diversidade ou a riqueza, uma vez que estas não apresentaram diferenças significativas entre as áreas. A distância da fonte de sementes também não explicou de maneira clara a colonização do sub-bosque em inventários semelhantes realizados por Keenan et al. (1997) e Powers et al. (1997).

Relacionar distância de fragmentos e diversidade é uma tarefa complexa, dada a dificuldade de se desenvolver um desenho amostral apropriado em uma paisagem caracterizada pela extrema fragmentação florestal e pela conseqüente miríade de pequenos fragmentos e florestas secundárias que a compõem. Otsamo (2000) encontrou estas mesmas dificuldades na análise de dados entre distância de fragmentos e diversidade, devido ao mosaico formado pelas áreas do estudo, florestas ripárias e formações secundárias.

Tais fragmentos florestais, apesar dos tamanhos reduzidos, podem estar funcionando como fontes de espécies para os reflorestamentos. Como o processo de fragmentação na região é um processo relativamente recente (iniciado na década de 1930), os fragmentos restantes podem apresentar ainda uma diversidade vegetal considerável, uma vez que as populações de plantas perenes não enfrentam, durante décadas, as grandes mudanças

decorrentes da fragmentação (Kellman et al., 1996). Desta forma, o índice de proximidade deve ser interpretado com cautela, uma vez que este considera, além da própria distância, a área dos fragmentos, o que pode minimizar a importância dos pequenos fragmentos na dispersão de sementes para as áreas em recuperação. Metzger (1997), em comparações entre a diversidade de espécies em fragmentos e parâmetros da paisagem em florestas decíduais, não encontrou relação entre tamanho do fragmento e a diversidade de espécies.

No entanto, a importância da estrutura do reflorestamento não pode ser desconsiderada. Provavelmente este foi um fator determinante nos resultados obtidos no reflorestamento do Sítio 1 que, apesar da localização privilegiada com relação ao fragmento mais próximo, apresentou diversidade igual à encontrada nas outras áreas. O fato de não haver nenhuma espécie zoocórica dentre as espécies escolhidas para o plantio neste reflorestamento, torna a área menos atraente para a fauna do fragmento (Parrota, 1995), o que pode ter diminuído a quantidade de propágulos entrando no sistema.

O Sítio 1 apresentou a menor quantidade de espécies arbóreas e, em compensação, foi onde houve maior presença de espécies arbustivas e de lianas, estas últimas possivelmente favorecidas pelo domínio do sub-bosque pelo capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq.), que pode estar servindo de apoio para os cipós.

A influência da cobertura do estrato herbáceo no Sítio 1 (Fig. 4) deve-se provavelmente ao domínio de gramíneas no sub-bosque do reflorestamento, em especial o *P. maximum*, que persiste por conta da deciduidade das espécies do dossel. No Sítio 2, onde a cobertura do estrato herbáceo também foi um fator relevante (Fig. 5), há a presença do capim *Brachiaria* spp. Otsamo (2000) constatou que a gramínea *Imperata cylindrica* L. pode inibir o recrutamento de plântulas. A tendência de queda na riqueza e diversidade com o aumento da luminosidade no Sítio 1 (Fig. 4) remete aos conceitos de facilitação de Connell e Slatyer (1997), uma vez que variações na quantidade de luz que penetra o dossel acarreta mudanças

microclimáticas, afetando o estabelecimento das espécies colonizadoras (Lugo, 1997). Os resultados observados no Sítio 3 (Fig. 6) indicam que variações na luminosidade, mesmo que pequenas, podem alterar a diversidade da colonização do sub- bosque. Lamb et al. (1997) sugere que seja improvável que a intensidade luminosa altere diretamente as taxas de germinação ou sobrevivência subsequente das espécies no sub- bosque, uma vez que muitas delas conseguem germinar a sol pleno, e reafirma que o problema da alta luminosidade no sub-bosque é o favorecimento do estabelecimento de gramíneas competidoras.

Entretanto, o efeito de borda existente no Sítio 3, devido ao tamanho reduzido do reflorestamento e a seu formato estreito, deve ter influenciado na regeneração, pois houve grande influência da luminosidade na diversidade, riqueza e abundância. Provavelmente o excesso de luz afetou diretamente o estabelecimento de novas espécies. Turton e Freiburger (1997) constataram, ao estudar pequenos fragmentos, que o efeito de borda, medido a partir de variações na temperatura do solo, pode chegar a 30 metros floresta adentro. Kapos et al. (1997) coletaram dados que sugerem um aumento na evapotranspiração em até 80 metros a partir da borda da mata.

No entanto, algumas ressalvas devem ser feitas quanto à interpretação dos dados. Os resultados envolvendo taxas de luminosidade devem ser analisados com cautela, uma vez que o aparelho utilizado para as medidas de luminosidade (luxímetro) atua somente no intervalo de luz visível do espectro de luz.

Por fim, devemos ressaltar que este é um estudo comparativo entre áreas em restauração, e não entre os reflorestamentos e a biota regional. A quantidade de espécies coletadas é provavelmente apenas uma fração daquelas que poderiam colonizar o sub- bosque dos reflorestamentos, sendo a estrutura da paisagem o filtro que impede a entrada de todo um conjunto de espécies nas áreas estudadas.

5. Conclusões

- A interpretação dos dados relacionados à influência da distância das fontes de propágulos na regeneração em reflorestamentos pode sofrer interferências quando as áreas de estudo formam um mosaico com pequenos fragmentos e capoeiras.
- Levantamentos da flora em regiões degradadas são necessários e de extrema relevância para a ecologia da restauração, pois somente com base nestes estudos é que podem ser determinadas quais as espécies com capacidade de dispersão mais afetada, o que permitiria o planejamento de ações conservacionistas mais eficientes.
- A estrutura dos reflorestamentos afeta diretamente a colonização do sub-bosque. A escolha das espécies, seja qual for o objetivo do reflorestamento, pode e deve ser feita de maneira a favorecer a colonização do sub-bosque e o conseqüente aumento na diversidade de áreas em recuperação.

Literatura citada

- Chazdon, R. L., R. K. Colwell, J. S. Denslow, e M. R. Guariguata. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of Northeastern of Costa Rica. Páginas 285-309 em F. Dallmeier e J. A. Comiskey, editores. Forest biodiversity research, monitoring and modeling. Unesco and Pathernon Publishing Group, Washington, EUA.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's guide and application publicado em: <http://purl.oclc.org/estimates>[acessado em novembro de 2005].
- Connel, J. H., e R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* **111**(982):1119-1144.
- Eastman, J.R. 1997. Idrisi for Windows User's Guide. Clark University, Worcester. Finegan, G. B. 1984. Forest Succession. *Nature* **312**:109-114.

- Gustafson, E. J., e G. R. Parker. 1992. Relationship between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* **7**:101-110.
- Haggar, J., K. Wightman, e R. Fisher. 1997. The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape in lowland Costa Rica. *Forestry Ecology and Management* **99**:55-64.
- Henle, K., D. B. Lindenmayer, C. R. Margules, D. A. Saunders, e C. Wissel. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity and Conservation* **13**:1-8.
- Holdgate, M. 1996. The ecological significance of biological diversity. *Ambio* **25**(6):409-416.
- IAPAR - Instituto Agrônômico do Paraná. 2000. Cartas climáticas do estado do Paraná, publicado em: http://www.pr.gov.br/iapar/sma/Cartas_Climáticas/Precipitação.htm. [acessado em junho de 2003].
- Kapos, V., E. Wandelli, J. L. Camargo, e G. Ganade. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to Forest fragmentation in Central Amazônia. Páginas 33-44 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr., editores. *Tropical Forest Remnants*, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Keenan, R., D. Lamb, O. Woldring, T. Irvine, e R. Jensen. 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *Forest Ecology and Management* **99**:117-131.
- Kellman, M., R. Tackaberry, e J. Meave. 1996. The consequences of prolonged fragmentation: lessons from tropical gallery forests. Páginas 37-58 em J. Schelhas, e R. Greenberg, editores. *Forest Patches in Tropical Landscapes*, Island Press, Washington.
- Lamb, D., J. Parrota, R. Keenan, e N. Tucker. 1997. Rejoining Habitat Remnants: Restoring Degraded Rainforest Lands. Páginas 366-385 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr., editores. *Tropical Forest Remnants*, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Lamont, B. B. 1995. Testing the effect of ecosystem composition/structure on its functioning. *OIKOS* **74**(2):283-295.
- Lugo, A. E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forestry Ecology and Management* **99**:9-19.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey.
- McGarigal, K., e B. J. Marks. 1994. Fragstats – Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Versão 2.0, Oregon State University, Corvallis, Oregon.
- Mendonça, F.A, e I.M. Danni-Oliveira. 2002. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do rio Tibagi. Páginas 63-66 em M.E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. *A bacia do rio Tibagi*, Edição dos editores, Londrina.

- Mesquita, R.C.G., K. Ickes, G. Ganade, e G.B. Williamson. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology* **89**:528-537.
- Metzger, J. P. 1997. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. *Landscape and Urban Planning* **37**:29-35.
- Otsamo, R. 2000. Secondary forest regeneration under fast-growing forest plantations on degraded *Imperata cylindrica* grasslands. *New Forests* **19**:69-93.
- Parrota, J.A. 1995. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science* **6**:627- 636.
- Powers, J.S., J.P. Haggard, e R.F. Fisher. 1997. The effect of overstory composition on understory woody regeneration and species richness in 7-year-old plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* **99**:43-54.
- Silver, W.L., S. Brown, e A.E. Lugo. 1996. Effects of changes in biodiversity on ecosystem function in tropical forests. *Conservation Biology* **10**(1):17-24.
- Soares, F.S, e M.E. Medri. 2002. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. Páginas 103-107 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do rio Tibagi, Edição dos editores, Londrina.
- Statsoft, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6, publicado em: www.statsoft.com.
- Stipp, N. A. 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. Páginas 39-44 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do rio Tibagi, Edição dos editores, Londrina.
- Turton, S. M., e H. J. Freiburger. 1997. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton tableland, Northeastern Australia. Páginas 45-54 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr., editores. *Tropical Forest Remnants*, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Zimmerman, J. K, J. B. Pascarella, e T. M. Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* **8**(4):350-36.

Anexo 1 – Espécies listadas no sub-bosque de três reflorestamentos na região norte do estado do Paraná, sul do Brasil: Projeto Madeira (Sítio 1), no Parque Estadual ‘Mata dos Godoy’, em Londrina, Fazenda Solana (Sítio 2) na cidade de Apucarana e Fazenda Escola (Sítio 3), no Campus da Universidade Estadual de Londrina. Espécies exóticas estão assinaladas com asterisco (*) e espécies alóctones assinaladas com círculo (°).

Família	Espécie	Sítio de origem
Achantaceae	<i>Justicia brasiliana</i> W. Roth	(3) (1)
Amaranthaceae	<i>Chamissoa acuminata</i> Mart.	(3) (2)
	<i>Chamissoa altissima</i> (Jacq.) HBK.	(3) (2)
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi.	(3)
Annonaceae	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Mart.	(1)
Apocynaceae	<i>Condyllocarpon isthmicum</i> (Vell.) A. DC.	(2) (1)
	<i>Fischeria martiana</i> DC.	(2)
	<i>Peltastes peltatum</i> Vell.	(1)
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> (A. DC.) Miers	(3) (2)
	<i>Temnademia</i> sp.	(1)
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i> Reiss.	(2)
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) O. Kuntze	(2)
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	(1)
Asclepiadaceae	<i>Asclepias curassavica</i> L.	(3)
Asteraceae	<i>Adenostemma</i> sp.	(3) (2)
	Asteraceae 1	(3)
	<i>Calea pinnatifida</i> (R.Br.) Less.	(2)
	<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera	(2)
	<i>Elephantopus</i> sp.	(2) (1)
	<i>Eupatorium maximilianii</i> Schrad. ex DC.	(1)
	<i>Eupatorium</i> sp.	(2) (1)
	<i>Mikania micrantha</i> H.B.K.	(3) (1)
	<i>Mikania</i> sp.	(3)
	<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	(2) (1)
	<i>Vernonia</i> sp.	(2) (1)

Familia	Espécie	Sítio de origem
Anexo 1 - continuação		
Bignoniaceae	<i>Arrabidaea chica</i> (H.B.K.) Verl.	(3)
	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don.	(3)
	<i>Macfadyena unguis-cati</i> (L.) A. Gentry	(3) (2) (1)
	<i>Pterocochlenium crucigerum</i> (L.) A. H. Gentry	(3) (2)
	<i>Tabebuia avellanedae</i> Lorentz ex Griseb.	(2)
	<i>Tabebuia cf. chrysotrichia</i> (Mart. Ex DC.) Standl.	(2)
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth *	(3)
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	(1)
	<i>Heliotropium</i> sp.	(1)
	<i>Patagonula americana</i> L.	(2)
Cactaceae	<i>Pereckia aculeata</i> Mill.	(1)
Celastraceae	<i>Hippocratea</i> sp.	(1)
Cucurbitaceae	<i>Melothria cucumis</i> Vell.	(3) (2) (1)
Euphorbiaceae	<i>Acalypha gracilis</i> Spreng.	(2)
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	(3) (1)
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	(3)
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	(3) (2)
	<i>Croton urucurana</i> Baill.	(3)
	<i>Dalechampia hassleriana</i> Pax & Hoffm.	(3)
	<i>Tragia</i> sp.	(2)
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link	(2)
Caesalpinioideae	<i>Cassia leptocarpa</i> Benth.	(2)
	<i>Desmodium canum</i> (Gmel) Schina et Thell	(2) (1)
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	(1)
	<i>Pelthophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	(2)
Fabaceae	<i>Acacia lacerans</i> Benth.	(3)
Mimosoideae	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	(3)
	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	(3)
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	(3)
	<i>Inga marginata</i> Willd.	(1)
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) R. de Wit	(2)
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	(3) (2) (1)
	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	(3) (2) (1)
Papilionoideae	<i>Vigna caracalla</i> (L.) Verde	(2)
	<i>Lonchocarpus guillemianus</i> (Tal.) Malme.	(2)
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	(2) (1)
	<i>Machaerium cf. hatschbachii</i> Rudd	(2)
Flacourtiaceae	<i>Banara tomentosa</i> Clos.	(3)
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	(2) (1)
	<i>Casearia</i> sp.	(1)
	<i>Prockia crucis</i> L.	(2)
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. McBride	(3)
	<i>Nectandra lanceolata</i> Ness.	(2)
	<i>Nectandra megapota mica</i> (Spreng.) Mez	(3) (1)
	<i>Ocotea elegans</i> Mez	(1)
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees.	(3) (2) (1)
	<i>Persea cordata</i> Vell.	(3)
	<i>Persea pyriformis</i> Ness.	(2)

Anexo 1 - continuação

Família	Espécie	Sítio de origem
	<i>Persea</i> sp.	(2)
Malpighiaceae	<i>Heteropterys bicolor</i> Adr. Juss.	(3) (1)
	<i>Mascagnia divaricata</i> (H.B.K.) Nied.	(1)
	<i>Mascagnia</i> sp.	(1)
	<i>Tetrapterys multiglandulosa</i> A. Juss.	(2)
Malvaceae	<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	(1)
	<i>Pavonia sepium</i> A. St.-Hil.	(3)
	<i>Sida potentilloides</i> A. St.-Hill	(2)
	<i>Sida</i> sp.	(3) (2)
	<i>Wissadula subpeltata</i> (Kuntze) R.E. Fr.	(3)
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	(2) (1)
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	(1)
	<i>Guarea kuntiana</i> A. Juss.	(1)
	<i>Melia azedarach</i> L. *	(3) (1)
	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	(1)
	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	(1)
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	(3)
Mendonciaceae	<i>Mendoncia coccinea</i> Vell.	(1)
Menispermaceae	<i>Cissampelos pareira</i> L.	(1)
Monimiaceae	<i>Mollinedia clavifera</i> Tul.	(3) (2)
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	(1)
	<i>Ficus</i> sp.	(1)
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	(2) (1)
	<i>Morus nigra</i> L. *	(2)
Myrsinaceae	<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	(2)
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	(3) (2) (1)
Myrtaceae	<i>Bunchosia pallescens</i> Skottsberg	(2)
	<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess	(3) (2)
	<i>Psidium guajava</i> L. °	(2)
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels °	(2) (1)
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	(1)
	<i>Pisonia aculeata</i> L.	(1)
Ochnaceae	<i>Ochna serrulata</i> (Hochst.) Walp.	(3)
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Ailton *	(2)
Passifloraceae	<i>Passiflora amethystina</i> Mikan	(3) (2)
Picramniaceae	<i>Picramnia parviflora</i> Engl.	(2)
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> (Jacq) Yuncker	(3) (1)
	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	(1)
	<i>Piper glabratum</i> Kunth.	(1)
	<i>Piper hispidum</i> Sw.	(3) (2) (1)
	<i>Piper mikanianum</i> (Kunth.)	(3)
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	(3) (1)
	<i>Gouania ulmifolia</i> Hook. Et Arnott	(1)
	<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex. R. Br. *	(2)
	<i>Hovenia dulcis</i> Thumb. *	(2)
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	(2) (1)
	<i>Prunus sellowii</i> Koehne	(2) (3)
Rubiaceae	<i>Manettia paraguariensis</i> Chodat.	(1)

Anexo 1 - continuação

Família	Espécie	Sítio de origem
	<i>Psycotria carthagenensis</i> Jacq.	(2) (3)
Rutaceae	<i>Citrus aurantiaca</i> Swingle *	(1)
	<i>Citrus</i> sp. *	(2)
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	(2) (1)
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil. et al.) Radlk.	(3) (2)
	<i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	(3) (2)
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	(2)
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	(2)
	<i>Serjania fuscifolia</i> Radlk.	(3) (2) (1)
	<i>Serjania glabrata</i> H.B.K.	(3) (1)
	<i>Serjania laruoiteana</i> Cambess	(3) (2) (1)
	<i>Serjania meridionalis</i> Cambess	(3) (2)
	<i>Serjania multiflora</i> Cambess	(2) (1)
	<i>Thinouia mucronata</i> Radlk.	(3) (1)
	<i>Urvillea laevis</i> Radlk.	(2)
Smilacaceae	<i>Smilax</i> sp.	(2)
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltld.	(3)
	<i>Athenea</i> sp.	(1)
	<i>Cestrum amictum</i> Schltld.	(2)
	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	(3) (2) (1)
	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	(3) (2)
	<i>Lycianthes rantonnei</i> (Carrière) Bitter	(1)
	<i>Solanum americanum</i> Mill.	(2)
	<i>Solanum caeruleum</i> Vell.	(3)
	<i>Solanum schwackei</i> Glaz.	(2)
	<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz.	(3)
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	(3)
Styracaceae	<i>Styrax</i> sp.	(3)
Tiliaceae	<i>Heliocarpus americanus</i> L.	(2) (1)
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blum	(3) (2) (1)
Urticaceae	<i>Boehmeria caudata</i> S.W.	(1)
	<i>Ureva baccifera</i> (L.) Gaudich.	(3) (2)
Verbenaceae	<i>Aegiphila selowiana</i> Cham.	(2)
Violaceae	<i>Hybanthus bigibbosus</i> (A. St.-Hil.) Hassl.	(2) (1)

Capítulo 2:

**O efeito da distância da borda da mata na colonização do sub-bosque em
um reflorestamento adjacente a um fragmento de floresta estacional
semidecidual no norte do Paraná, Brasil**

Artigo nas normas da revista Restoration Ecology

O efeito da distância da borda da mata na colonização do sub-bosque em um reflorestamento adjacente a um fragmento de floresta estacional semidecidual no norte do Paraná, Brasil

Carlos Eduardo de A. Barbosa¹, Tais Benato¹ e José Marcelo Torezan²

Resumo

A proximidade de áreas degradadas de fragmentos florestais se torna cada vez mais relevante para a ecologia da restauração, uma vez que estes são considerados fontes de propágulos. A colonização do sub-bosque de um reflorestamento adjacente a um remanescente florestal foi observada, buscando entender como a distância da borda da mata influencia na chegada de novas espécies no reflorestamento. As distâncias variavam de 85 a 605 metros a partir da borda da mata. Em 750 m² amostrados, foram registradas 118 espécies pertencentes a 45 famílias botânicas. A distância da borda da mata não apresentou correlação significativa com a diversidade, riqueza ou abundância. Os fatores que melhor explicaram a colonização do sub-bosque foram a cobertura do estrato herbáceo e a luminosidade.

Palavras-chave: distância de fragmento, fonte de semente, regeneração, luminosidade, cobertura do estrato herbáceo.

1. Introdução

Atualmente, reflorestamentos são tidos como uma forma de acelerar, ou mesmo possibilitar, a recuperação de ambientes florestais degradados em paisagens fragmentadas (Zimmerman et al., 2000), melhorando as condições do solo e provendo habitat para agentes dispersores de novas espécies. No entanto a dispersão de sementes pode ser considerada um fator limitante à colonização por plantas, seja em áreas abandonadas ou no enriquecimento de florestas secundárias mais estruturadas (Mesquita et al., 2001).

¹ Mestrado em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, PR-Brasil.

² Autor para correspondência – endereço eletrônico: torezan@uel.br

Diante da enorme quantidade de estudos que apontam a distância de fragmentos florestais como fator limitante para a regeneração (Parrota, 1995; Lamb et al., 1997; Wunderle, 1997; Zimmerman et al., 2000), tornou-se amplamente aceito que a implantação dos reflorestamentos o mais próximo possível de fragmentos florestais é o caminho mais rápido e eficiente para a restauração.

No caso de reflorestamentos adjacentes a fragmentos florestais, além do aumento na velocidade do estabelecimento de novas espécies, a área restaurada pode amenizar mudanças ambientais negativas que ocorrem na borda e que normalmente penetram alguma distância pelo interior do fragmento (Noss & Cooperrider, 1994; Laurance et al., 1997).

Apesar de sua importância, o processo de dispersão de espécies vegetais entre fragmentos e áreas em recuperação ainda não é totalmente compreendido, pois a biologia dos agentes dispersores e como esta é afetada pelo processo de fragmentação ainda não é conhecida amplamente (Parrota, 1995; Thébaud & Strasberg, 1997).

Os objetivos deste trabalho são identificar as espécies vegetais lenhosas que regeneram em um reflorestamento adjacente a um remanescente de floresta primária e avaliar se a distância da borda da mata influencia o processo de colonização do sub-bosque do reflorestamento.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de Estudo

O estudo foi conduzido na região Norte do estado do Paraná, em um reflorestamento implantado em 1990 no Parque Estadual “Mata dos Godoy”, em Londrina, no estado do Paraná (23°27’S, 51°15’O, 600 m de altitude, ver Fig. 1).

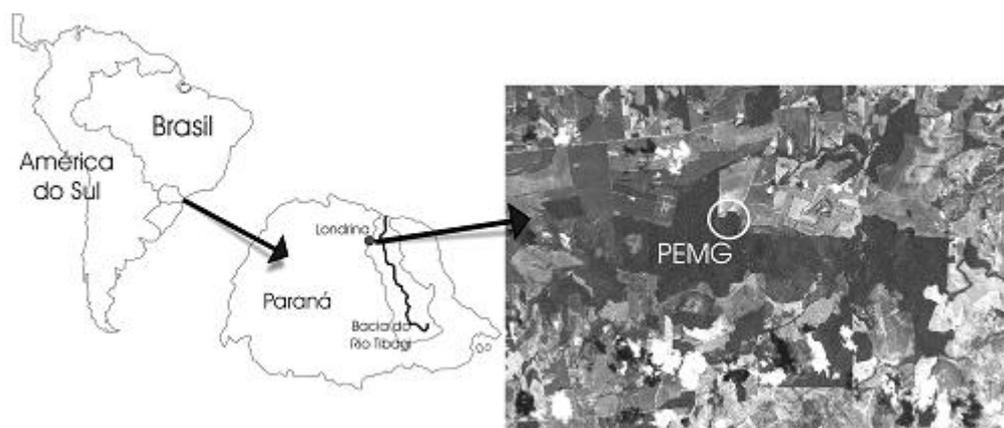


Figura 1 – Localização da área de estudo no norte do estado do Paraná, Brasil. A imagem à direita é um recorte de uma imagem pancromática Landsat-ETM+ de fevereiro de 2002. O círculo branco indica a área do reflorestamento, adjacente ao Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG).

Este reflorestamento, conhecido como Projeto Madeira, foi implementado com o objetivo de testar o potencial madeireiro de cinco espécies nativas: *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (Leg.-Caesalpinioideae), *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (Leg.-Mimosoideae), *Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl. (Bignoniaceae), *Cordia trichotoma* (Vell.) Arrab. ex Steud. (Boraginaceae) e *Colubrina glandulosa* Perkins (Rhamnaceae). O fato de as espécies utilizadas neste reflorestamento serem todas decíduas e autocóricas ou anemocóricas, associado ao espaçamento de plantio das árvores (3x3 m), faz com que, estruturalmente, este reflorestamento apresente particularidades, tais como o domínio do capim coloniã (*Panicum maximum* Jacq.) no sub-bosque após 16 anos da data do plantio.

A vegetação original da região, composta por floresta estacional semidecidual, sofreu intenso processo de desmatamento devido, principalmente, aos diversos ciclos econômicos ocorridos ao longo da história do estado (Soares & Medri, 2002). Nesta região, o solo é do tipo latossolo roxo eutrófico e terra roxa estruturada, originado em derrames de basaltos, que apresenta alta fertilidade (Stipp, 2002), sendo hoje utilizado basicamente na produção de grãos, como soja e milho. Esta região é caracterizada pelo tipo climático Cfa

subtropical úmido, com verões quentes, geadas pouco freqüentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida (IAPAR, 2000). A média anual de precipitação é de 1600 mm, apresentando evapotranspiração média anual entre 1300 e 1400 mm, além de umidade relativa do ar média anual entre 75 e 80% e temperatura média de 21° C (Mendonça & Danni-Oliveira, 2002).

2.2. Coleta de dados

Foram implantadas 30 parcelas de 5x5 m (25 m²), distribuídas no reflorestamento em um gradiente de distância, de forma a ter amostras representando distâncias distintas a partir da borda da mata (Fig. 2).



Figura 2 – Disposição das parcelas (representadas pelos pontos claros) no reflorestamento com relação à borda mais próxima do remanescente florestal. Versão em tons de cinza de composição das bandas 3, 4 e 5 de uma imagem Landsat-ETM+ de fevereiro de 2002. As linhas escuras delimitam, aproximadamente, o contato entre a floresta madura (granulação mais grosseira, à esquerda e abaixo) e o reflorestamento (textura mais fina, no centro).

Todas as plantas lenhosas com mais de 10 cm de altura foram incluídas no estudo, com exceção das árvores plantadas nos reflorestamentos. Os indivíduos amostrados foram identificados no campo quando possível, ou coletados e herborizados para identificação posterior em herbário.

Foram obtidas algumas variáveis ambientais para testes de correlação com a abundância e a riqueza de espécies na regeneração. A luminosidade no sub-bosque foi medida com um luxímetro, através da diferença entre a luminosidade medida no interior do reflorestamento e em um ambiente aberto. A capacidade de sombreamento do dossel foi medida com o uso de um densiômetro esférico. A cobertura do estrato herbáceo foi estimada visualmente, dividindo mentalmente a parcela em quadrantes e aferindo uma porcentagem de cobertura de ervas e gramíneas. As coordenadas geográficas das áreas de estudo, registradas por meio de GPS, foram inseridas em um sistema de informação geográfica (SIG). Com o SIG foi possível estimar a distância das parcelas de amostragem da borda do fragmento.

Após a identificação das espécies vegetais, foram levantados dados com relação ao hábito e aspectos da biologia de frutos e sementes de tais espécies, para posterior análise de sua capacidade de dispersão a partir do remanescente florestal. Além disso, dados com relação à biogeografia das espécies coletadas (origem geográfica) foram levantados.

2.3. Análise de dados

Para caracterizar a paisagem, foi estimada a cobertura florestal em uma área de cinco quilômetros ao redor do reflorestamento com o uso de uma imagem de cobertura florestal que foi gerada a partir de uma imagem de satélite Landsat 7 (datada de 2002) no programa de computador Idrisi32 (Eastman, 1997).

A comparação da diversidade de espécies entre os diferentes ambientes em questão foi feita a partir do Índice de Diversidade de Shannon. Este índice é baseado na

abundância proporcional das espécies e busca condensar os dados de riqueza e equitabilidade em um único valor (Magurran, 1988). As diferenças entre as diversidades de espécies das amostras foram comparadas com análise de variância (ANOVA) através do programa Statistica 6.0 (Statsoft Inc., 2001). A riqueza de espécies foi analisada a partir de curvas de acúmulo de espécies por área, calculada com o uso do programa EstimateS (Colwell, 2005). Os dados de riqueza foram randomizados 50 vezes para evitar a influência da ordem de entrada dos dados de cada parcela na curva de acúmulo de espécies. Como estas curvas podem subestimar a riqueza de espécies (Magurran, 1988), foram aplicados os estimadores de riqueza Jackknife 2, baseado no número de espécies únicas e duplicadas e no número de parcelas amostradas, e ACE (Estimador de Cobertura baseado na abundância), baseado naquelas espécies com menos de 10 indivíduos por amostra (Chazdon et al. 1998).

3. Resultados

A estimativa da proporção de florestas na paisagem em um raio de cinco quilômetros ao redor do reflorestamento, ou seja, em 7850 hectares, apontou o valor de 41% de cobertura florestal, que representa uma taxa muito maior do que a registrada na região de Londrina, com valores que variam de 5 a 12% de florestas.

Dentre as 30 parcelas amostradas, totalizando 750 m², foram listadas 118 espécies pertencentes a 45 famílias, das quais 97 foram identificadas até o nível específico, 18 até o gênero e 3 até a família (ver Anexo 1). A síndrome de dispersão mais comum entre as espécies foi a zoocoria e o hábito mais presente foi o arbóreo (Fig. 3).

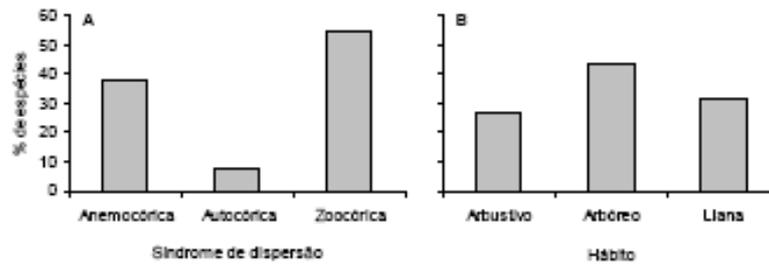


Figura 3 – Porcentagem de espécies segundo a síndrome de dispersão (A) e hábito (B) amostradas no sub-bosque de um reflorestamento na região norte do estado do Paraná, Brasil.

A curva de acúmulo de espécies originada a partir da riqueza observada (Fig. 4) indica suficiência da amostragem, uma vez que esta apresenta tendência assintótica. O estimador de riqueza Jackknife 2 apontou para um número de espécies quase 50% maior do que o valor observado, e ambos estimadores de riqueza aplicados apresentam uma tendência à assintose.

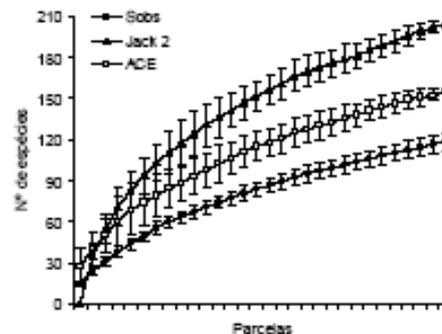


Figura 4 – Curvas de acúmulo de espécies que representam a riqueza observada (Sobs) em uma área de reflorestamento na região norte do estado do Paraná, Brasil, e os estimadores de riqueza ACE e Jackknife 2. Cada ponto corresponde a uma parcela.

O índice de diversidade de Shannon calculado para as parcelas foi extremamente variado (Fig. 5), sendo a média $1,73 (\pm 0,61)$.

Os dados das variáveis auxiliares, tais como a cobertura do estrato herbáceo, cobertura da copa, luminosidade e distância da borda da mata, foram plotados em uma matriz de correlação (Tab. 1) contra os indicadores da regeneração (riqueza, abundância e o índice de

diversidade). A cobertura do estrato herbáceo apresentou correlação negativa significativa ($p \leq 0,05$) com os valores de riqueza e abundância, assim como a luminosidade, que apresentou correlação negativa com a diversidade e a riqueza. Aparentemente são estas duas variáveis que melhor explicam a riqueza, abundância e diversidade da colonização no reflorestamento. A variável de distância da borda da mata apresentou correlação apenas com a cobertura do estrato herbáceo.

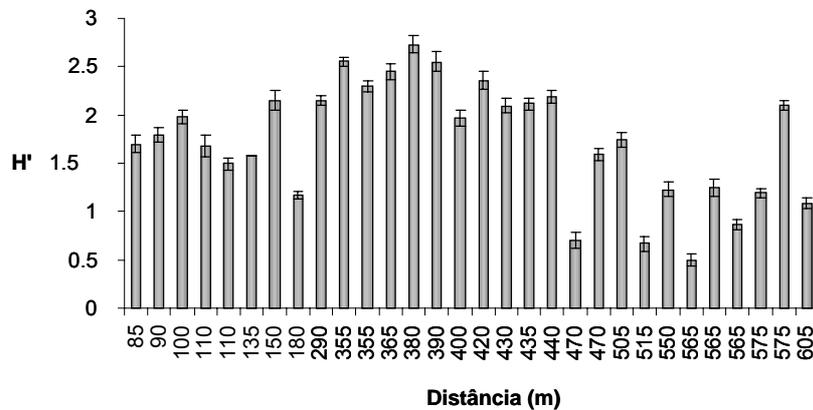


Figura 5 – Índices de diversidade de Shannon das parcelas amostradas em um reflorestamento no norte do estado do Paraná, Brasil, organizadas em ordem crescente de distância da borda da mata, iniciando-se da menor (85m) para a maior (605m) distância. No topo das barras estão indicados os desvios padrões.

Tabela 1 – Coeficientes de correlação entre riqueza de espécies (S), riqueza transformada (Log S), abundância (N) e índice de diversidade de Shannon (H') e a cobertura do estrato herbáceo (EH), cobertura do dossel (CD), taxa de luminosidade (Lux) e distância da borda do fragmento (DBF), com dados coletados no sub-bosque de um reflorestamento na região norte do estado do Paraná, Brasil. Valores estatisticamente significativos ($p \leq 0,05$) estão indicados pelo asterisco (*).

	EH	CD	Lux	DBF	H'	S	LogS	N
EH	1.00	-	-	-	-	-	-	-
CD	0.23	1.00	-	-	-	-	-	-
Lux	0.28	0.17	1.00	-	-	-	-	-
Mts	-0.46*	0.20	0.24	1.00	-	-	-	-
H'	0.25	0.29	-0.39*	-0.30	1.00	-	-	-
S	-0.47*	0.24	-0.50*	0.31	0.55*	1.00	-	-
LogS	-0.51*	0.23	-0.50*	0.34	0.52*	0.98*	1.00	-
N	-0.67*	-0.16	-0.32	0.33	-0.44*	0.26	0.31	1.00

O modelo de regressão linear ajuda a confirmar estes resultados, ao apresentar valores relativamente altos para r^2 entre a cobertura do estrato herbáceo e os valores de diversidade, riqueza transformada e abundância, sendo o valor significativo para esta última (Fig. 6), além de demonstrar uma tendência de queda da diversidade, riqueza e riqueza transformada com o aumento na taxa de luminosidade (Fig. 7).

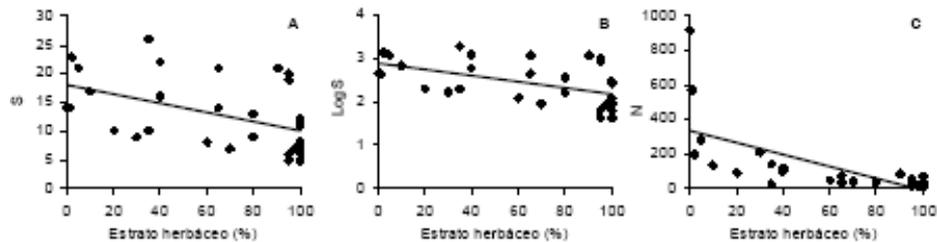


Figura 6 – Relações entre a taxa de cobertura do estrato herbáceo e parâmetros de regeneração de espécies de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento na região norte do estado do Paraná, Brasil. (A) Riqueza de espécies: $y = -0,0802x + 17,996$; $r^2 = 0,223$; $gl = 1,28$; $F = 8,01$; $p < 0,01$; (B) Riqueza transformada: $y = -0,007x + 2,8845$; $r^2 = 0,264$; $gl = 1,28$; $F = 10,02$; $p < 0,01$; (C) Abundância: $y = -3,4611x + 333,53$; $r^2 = 0,451$; $gl = 1,28$; $F = 23,07$; $p < 0,01$.

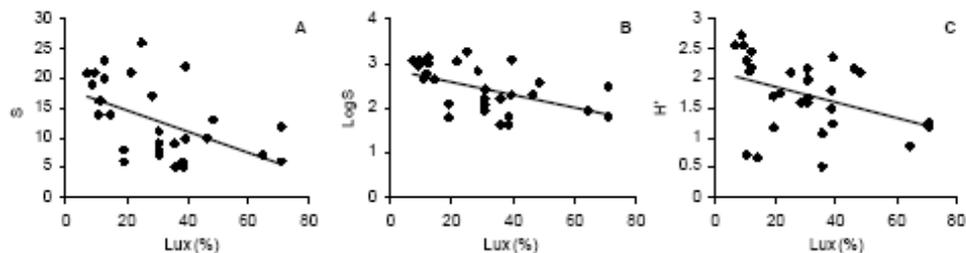


Figura 7 – Relações entre a taxa de luminosidade e parâmetros de regeneração de espécies de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento na região norte do estado do Paraná, Brasil. (A) Riqueza de espécies: $y = -0,1775x + 18,185$; $r^2 = 0,253$; $gl = 1,28$; $F = 9,50$; $p < 0,01$; (B) Riqueza transformada: $y = -0,0143x + 2,8632$; $r^2 = 0,253$; $gl = 1,28$; $F = 9,48$; $p < 0,01$; (C) Diversidade: $y = -0,0133x + 2,128$; $r^2 = 0,152$; $gl = 1,28$; $F = 5,03$; $p = 0,03$.

A distância da borda da mata não apresentou correlação significativa com nenhum indicador da colonização, o que demonstra que provavelmente a distância deixou de ser um fator de influência na colonização do reflorestamento uma vez que este é adjacente a um fragmento.

4. Discussão

A distância entre as parcelas amostradas e a borda da mata não demonstrou influência na diversidade da regeneração no sub-bosque. Aparentemente, poucas centenas de metros não são o suficiente para causar mudanças na taxa de colonização sob o reflorestamento. Keenan et al. (1997), encontrou resultados semelhantes em estudos em plantios na Austrália. Os autores creditam a baixa influência da distância da borda da mata na densidade de espécies na regeneração aos agentes dispersores, que operariam de maneira uniforme por todo o reflorestamento, quando este é adjacente a um fragmento. A distância das fontes de sementes é muito mais evidente quando os plantios estão isolados dos fragmentos por uma matriz menos condutiva, como pastagens ou culturas anuais.

No entanto não se pode descartar a possibilidade de que poucos agentes dispersores estejam circulando no reflorestamento. O modelo de reflorestamento aplicado na área gera uma série de semelhanças com a dinâmica de dispersão de sementes em uma pastagem abandonada, relacionadas especificamente com a atratividade destas áreas para agentes dispersores. Zimmerman et al. (2000) observou em pastagens abandonadas em Porto Rico a ausência quase completa da chuva de sementes a pouco mais de 30 metros da borda da mata. Em nossos estudos, a parcela mais próxima da borda da mata estava a 85 metros. Mesmo em comparação com um trabalho realizado em pastagens, essa diferença metodológica pode ser uma das razões pela qual a distância não demonstrou correlação significativa com a diversidade. Por conta da falta de frutos, poleiros e pelas condições

ambientais inóspitas, as pastagens oferecem poucas recompensas para pássaros frugívoros e morcegos (Wunderle, 1997).

As cinco espécies arbóreas componentes do reflorestamento em questão são autocóricas ou anemocóricas, e suas qualidades como poleiro são desconhecidas. A falta de atrativos para grandes vertebrados frugívoros, responsáveis pela dispersão de sementes grandes, ou seja, de espécies de estágios mais avançados na sucessão, pode retardar, ou mesmo paralisar, o processo sucessional (Wunderle, 1997).

Por conta destas características, constatou-se que 38% das espécies registradas possuíam síndrome de dispersão anemocórica (Fig. 3A), o que contraria resultados encontrados em outros ambientes florestais tropicais, como os apresentados por Parrotta (1995), em que 84% das espécies regenerantes em reflorestamentos eram zoocóricas. Em contrapartida, Holl (1999) constatou que a maioria das espécies provenientes da chuva de sementes em uma área de pasto até 250 metros distante da borda da mata eram anemocóricas.

Os fatores que mais se destacaram no controle da colonização do sub-bosque foram a cobertura do estrato herbáceo (Fig. 6) e a luminosidade (Fig. 7). Estes fatores apresentam correlação positiva entre si, porém sem significância estatística (Tab. 1), o que pode ser resultado do fato de os dados de luminosidade terem sido coletados na estação em que, por conta da deciduidade, as árvores do reflorestamento haviam perdido a maior parte das folhas.

A correlação negativa entre a distância da borda da mata e a cobertura do estrato herbáceo provavelmente não faz sentido, em termos ecológicos, no contexto deste estudo. Isto porque o estrato herbáceo nas parcelas mais próximas da mata é constituído quase que exclusivamente de capim colônia (*Panicum maximum* Jacq.), uma espécie heliófita e que, portanto, não é encontrada no interior da floresta. Desta forma, a proximidade com a mata não seria responsável pelas variações na cobertura do estrato herbáceo. Possivelmente esta

correlação é decorrente de fatores não mantidos sob controle no desenho experimental, a exemplo de variações na profundidade do solo.

5. Conclusões

Quando em contato direto com o fragmento florestal, a distância do reflorestamento com relação à borda da mata é uma barreira menor do que aquela imposta pela própria estrutura do reflorestamento.

Isto demonstra a importância dos estudos para a criação e/ou aperfeiçoamento dos modelos de restauração florestal aplicados atualmente. A implantação de um reflorestamento, seja com intenções silviculturais ou de restauração, pode ser, se bem planejado, de grande valia para a conservação da biodiversidade. A escolha das espécies para o plantio tem importância desde os estágios iniciais do desenvolvimento (Parrota, 1995), até fases mais avançadas da sucessão, como na atração de agentes dispersores (Wunderle, 1997) e nas mudanças microclimáticas (Otsamo, 2000; Parrota, 1995; Lugo, 1997).

Literatura citada

- Chazdon, R. L., R. K. Colwell, J. S. Denslow, e M. R. Guariguata. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of Northeastern of Costa Rica. Páginas 285-309 em F. Dallmeier e J. A. Comiskey, editores. Forest biodiversity research, monitoring and modeling. Unesco and Patheron Publishing Group, Washington, EUA.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's guide and application publicado em: <http://purl.oclc.org/estimates>[acessado em novembro de 2005].
- Eastman, J.R. 1997. Idrisi for Windows User's Guide. Clark University, Worcester.
- Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical moist forest regeneration in agricultural land: soil, microclimate, vegetation and seed rain. *Biotropica* **31**:229-242.

- Instituto Agronômico do Paraná - IAPAR. 2000. Cartas climáticas do estado do Paraná. Publicado em: http://www.pr.gov.br/iapar/sma/Cartas_Climáticas/Precipitação.htm. [acessado em junho de 2003].
- Keenan, R., D. Lamb, O. Woldring, T. Irvine, e R. Jensen. 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *Forest Ecology and Management* **99**:117-131.
- Lamb, D., J. Parrota, R. Keenan, e N. Tucker. 1997. Rejoining Habitat Remnants: Restoring Degraded Rainforest Lands. Páginas 366-385 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr., editores. *Tropical Forest Remnants*, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Laurance, W. F., R. O. Bierregaard Jr., C. Gascon, R. K. Didham, A. P. Smith, A. J. Lynam, V. M. Viana, T. E. Lovejoy, K. E. Sieving, J. W. Sites Jr., M. Andersen, M D. Tocher, E. A. Kramer, C. Restrepo, e C. Moritz. 1997. Tropical forest fragmentation: Synthesis of a diverse and dynamic discipline. Páginas 502-514 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr, editores. *Tropical Forest Remnants*, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Lugo, A. E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forestry Ecology and Management* **99**:9-19.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey.
- Mendonça, F.A, e I.M. Danni-Oliveira. 2002. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do Rio Tibagi. Páginas 63-66 em M.E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. *A bacia do rio Tibagi*, Edição dos editores, Londrina.
- Mesquita, R.C.G., K. Ickes, G. Ganade, e G.B. Williamson. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology* **89**:528-537.
- Noss, R. F., e A. Y. Cooperrider. 1994. *Saving Nature's Legacy – Protecting and Restoring Biodiversity*. Island Press, Washington.
- Otsamo, R. 2000. Secondary forest regeneration under fast-growing forest plantations on degraded *Imperata cylindrica* grasslands. *New Forests* **19**:69-93.
- Parrota, J.A. 1995. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science* **6**:627-636.
- Soares, F.S, e M.E. Medri. 2002. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. Páginas 103-107 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. *A bacia do rio Tibagi*, Edição dos editores, Londrina.
- Statsoft, Inc. 2001. *STATISTICA* (data analysis software system), version 6. Publicado em: www.statsoft.com.
- Stipp, N. A. 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. Páginas 39-44 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. *A bacia do rio Tibagi*, Edição dos editores, Londrina.

Thébaud, C., e D. Strasberg. 1997. Plant dispersal in fragmented landscapes: a field study of woody colonization in rainforest remnants of the mascarene archipelago. Páginas 321-332 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr., editores. *Tropical Forest Remnants*, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.

Wunderle Jr., J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* **99**:223- 235.

Zimmerman, J. K., J. B. Pascarella, e T. M. Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* **8**(4):350-36.

Anexo 1 – Espécies regenerantes listadas no reflorestamento no Parque Estadual Mata dos Godoy, em Londrina, PR. Espécies exóticas estão assinaladas com um asterisco (*) e espécies alóctones assinaladas com círculo (°).

Familia	Espécie
Acanthaceae	<i>Justicia brasiliana</i> W. Roth
Amaranthaceae	<i>Chamissoa altissima</i> (Jacq.) Kunth.
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi
Amnonaceae	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Mart.
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneurum</i> Müll. Arg.
	<i>Forsteronia refracta</i> M. Arg.
	<i>Forsteronia thyrsoides</i> (Vell.) Mull. Arg.
	<i>Peltastes peltatum</i> Vell.
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> (A. DC.) Miers
	<i>Temnademina</i> sp.
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia melastoma</i> Mauro ex Duchtr.
Asclepiadaceae	<i>Asclepias curassavica</i> L.
	<i>Condyllocarpon isthmicum</i> (Vell.) A. DC.
Asteraceae	<i>Mikania hirsutissima</i> DC.
	Asteraceae 1
	Asteraceae 2
	<i>Elephantopus</i> sp.
	<i>Eupatorium maximilianii</i> Schrad. ex DC
	<i>Eupatorium</i> sp.
	<i>Eupatorium laevigatum</i> Lam.
	<i>Mikania laevigata</i> Sch. Bip.
	<i>Mikania micrantha</i> H.B.K.
	<i>Mikania</i> sp.
	<i>Vernonia polyanthes</i> Less.
	<i>Vernonia</i> sp.
Bignoniaceae	<i>Macfadyena unguis-cati</i> (L.) A. Gentry

Anexo 1 - continuação

Familia	Espécie
	<i>Mansoa difficilis</i> (Cham.) Bureau & K. Schum.
	<i>Pterocnenum crucigerum</i> (L.) A. H. Gentry
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.
	<i>Heliotropium</i> sp.
Cactaceae	<i>Pereskia aculeata</i> Mill.
Celastraceae	<i>Hippocratea</i> sp.
Cucurbitaceae	<i>Cayaponia</i> sp.
	<i>Melothria cucumis</i> Vell.
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.
	<i>Boehmeria caudata</i> S.W.
Fabaceae	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli
Caesalpinoideae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.
Fabaceae	<i>Inga marginata</i> Willd.
Mimosoideae	<i>Inga virescens</i> Benth.
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton
Papilionoideae	<i>Desmodium canum</i> (Gmel.) Schina et Thell
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel
Flacourtiaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.
	<i>Casearia</i> sp.
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.
Lamiaceae	<i>Hyptis suaveolens</i> Poit.
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez
	<i>Ocotea elegans</i> Mez
	<i>Ocotea puberula</i> (Reich.) Nees.
	<i>Persea cordata</i> Vell.
Malpighiaceae	<i>Heteropterys bicolor</i> Adu. Juss.
	Malpighiaceae
	<i>Mascagnia divaricata</i> (H.B.K.) Nied.
	<i>Mascagnia</i> sp.
Malvaceae	<i>Adenostemma</i> sp.
	<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke
	<i>Malvastrum</i> sp.
	<i>Pavonia sepium</i> A. St.-Hil.
	<i>Sida potentilloides</i> A. St.-Hil.
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.
	<i>Melia azedarach</i> L.*
	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.
	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.
Mendonciaceae	<i>Mendoncia coccinea</i> Vell.
Menispermaceae	<i>Cissampelos pareira</i> L.
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.
	<i>Ficus</i> sp.
	<i>Maclura tinctoria</i> L.
Myrcinaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L. °
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels °
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.

Anexo 1 - continuação

Família	Espécie
	<i>Pisonia aculeata</i> L.
Ochnaceae	<i>Ochna serrulata</i> (Hochst.) Walp.
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms
Picramniaceae	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> (Jacq) Yuncker
	<i>Piper arboreum</i> Aubl.
	<i>Piper glabratum</i> Kunth.
	<i>Piper hispidum</i> Sw.
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> Cunn.*
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins
	<i>Gouania ulmifolia</i> Hook. Et Arnott
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.
	<i>Rubus</i> sp.
Rubiaceae	<i>Manettia paraguayensis</i> Chodat.
Rutaceae	<i>Citrus aurantiaca</i> Swingle*
Rutaceae	<i>Zantoxylum fagara</i> (L.) Sarg.
Sapindaceae	<i>Serjania fuscifolia</i> Radlk.
	<i>Serjania glabrata</i> H.B.K.
	<i>Serjania laruotteana</i> Cambess
	<i>Serjania multiflora</i> Cambess
	<i>Thinouia mucronata</i> Radlk.
	<i>Urvillea laevis</i> Radlk.
Solanaceae	<i>Athenea</i> sp.
	<i>Aureliana</i> sp.
	<i>Cestrum calycinum</i> Will.
	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.
	<i>Lycianthes australe</i> (C. V. Morton) A. T. Hunz & Barboza
	<i>Lycianthes rantonnei</i> (Carrière) Bitter
	<i>Solanum americanum</i> Mill.
	<i>Solanum diploconos</i> (Mart.) Bohs
	<i>Solanum</i> sp. 1
	<i>Solanum</i> sp. 2
Tiliaceae	<i>Heliocarpus americanus</i> L.
Ulmaceae	<i>Trema micranta</i> (L.) Blume
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.
	<i>Lantana camara</i> L.
Violaceae	<i>Hibanthus bigibbosus</i> (A. St.-Hil.) Hassl.
Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C.E. Jarvis

Capítulo 3:

A diversidade de plantas regenerantes em reflorestamentos de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze de 12, 22, 35 e 43 anos de idade no estado do Paraná, Brasil.

Artigo nas normas da revista Restoration Ecology

A diversidade de plantas regenerantes em reflorestamentos de *Araucaria angustifolia*

(Bertol.) O. Kuntze de 12, 22, 35 e 43 anos de idade no estado do Paraná, Brasil.

Carlos Eduardo de Araújo Barbosa¹, Taís Benato¹, José Marcelo Domingues Torezan²

Resumo

No atual contexto de intensa fragmentação florestal e conseqüente perda de biodiversidade, reflorestamentos comerciais têm ganhado destaque na biologia da conservação, uma vez que a colonização do sub-bosque destas florestas resulta em uma quantidade de espécies considerável. Foram registradas as espécies regenerantes no sub-bosque de reflorestamentos de *Araucaria angustifolia* de idades de plantio de 12, 22, 35 e 43 anos, localizados na região centro-leste do estado do Paraná, Brasil. No total foram 1200 m² de área amostrada com 231 espécies registradas pertencentes a 60 famílias botânicas. A diversidade e a riqueza aumentaram com a idade dos plantios, sendo a cobertura do dossel a variável que melhor explica a colonização do sub-bosque. A manutenção aplicada nos reflorestamentos ao longo dos anos selecionou as espécies capazes de rebrotar e de germinar e crescer rapidamente. Desta forma as espécies de início de sucessão são maioria no levantamento.

Palavras-chave: restauração, regeneração, sub-bosque, cobertura do dossel.

1. Introdução

A conversão de florestas em habitats antropogênicos é uma ameaça para a biodiversidade florestal no planeta. Devido às práticas agressivas de manejo normalmente envolvidas na silvicultura, a reposição de florestas naturais por plantios florestais comerciais pode ser quase tão danoso quanto atividades agropecuárias ou ocupações urbanas sem ter, no entanto, potencial destrutivo tão óbvio (Noss & Cooperrider, 1994).

No entanto, em locais ou situações em que fatores socioeconômicos impedem as atividades de restauração, a escolha das espécies plantadas em um reflorestamento pode ser feita com uma abordagem comercial (Lamb et al., 1997). Keenan et al. (1997) propuseram algumas alternativas para o manejo sustentável de plantios florestais comerciais, buscando a manutenção do sub-bosque regenerante e a conseqüente conservação da diversidade biológica ali presente.

¹ Mestrado em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Paraná / Brasil.

² Autor para correspondência – endereço eletrônico: torezan@uel.br

Desta forma, uso de monoculturas florestais para o restabelecimento da riqueza de espécies em áreas degradadas se torna uma alternativa para a ecologia da restauração, com eficiência comprovada em diversos estudos. Lugo (1997) testou o potencial de reflorestamentos para fins madeireiros na colonização do sub-bosque, e Powers et al. (1997), apontou a importância da taxa de crescimento e da arquitetura das espécies plantadas na colonização por outras espécies. Silva Jr. et al. (1995), estudando monocultura de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden, concluíram que as árvores plantadas atuaram como espécies pioneiras o fariam em situações naturais, possibilitando a colonização por espécies nativas.

Os objetivos deste trabalho são identificar as espécies vegetais lenhosas que colonizam o sub-bosque de reflorestamentos com monocultura de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze implantados a 12, 22, 35 e 43 anos, além de avaliar as diferenças na diversidade de espécies de acordo com a idade do reflorestamento. O estudo permite ainda avaliar o potencial de reflorestamentos comerciais na conservação da biodiversidade.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de Estudo

Dado o relevo escarpado, que impediu formas de uso do solo mais agressivas, na região do médio Tibagi encontram-se alguns dos maiores e melhores fragmentos de vegetação nativa do estado do Paraná. Esta vegetação é considerada de transição entre a floresta ombrófila mista e a floresta estacional semidecidual (Torezan, 2002). A região é caracterizada pelo tipo climático Cfa/Cfb (misto) subtropical úmido com verão quente a moderadamente quente e invernos úmidos e frios. A média pluviométrica anual é de 1700 mm e a média anual de temperatura é de 19,5° C (Mendonça & Danni-Oliveira, 2002).

Os reflorestamentos estudados encontram-se na Fazenda Monte Alegre (24°12'S, 50°33'O, 885 m de altitude), no município de Telêmaco Borba, região centro-leste do estado do Paraná (Fig. 1). A fazenda, de propriedade da Empresa de Papel e Celulose Klabin S.A., possui a grande maioria de sua área de 126.737 ha coberta por monoculturas de espécies de *Eucalyptus* e *Pinus*, além da *Araucaria angustifolia*. As áreas de florestas naturais cobrem cerca de 52.000 ha e ocorrem em blocos dispersos pela propriedade que são interligados por matas ciliares. O uso do solo em grande parte das propriedades no entorno da fazenda também é para fins madeireiros. Desta forma, os reflorestamentos estudados encontram-se imersos em uma matriz florestal, ou seja, a paisagem dominante é a coberta por florestas.

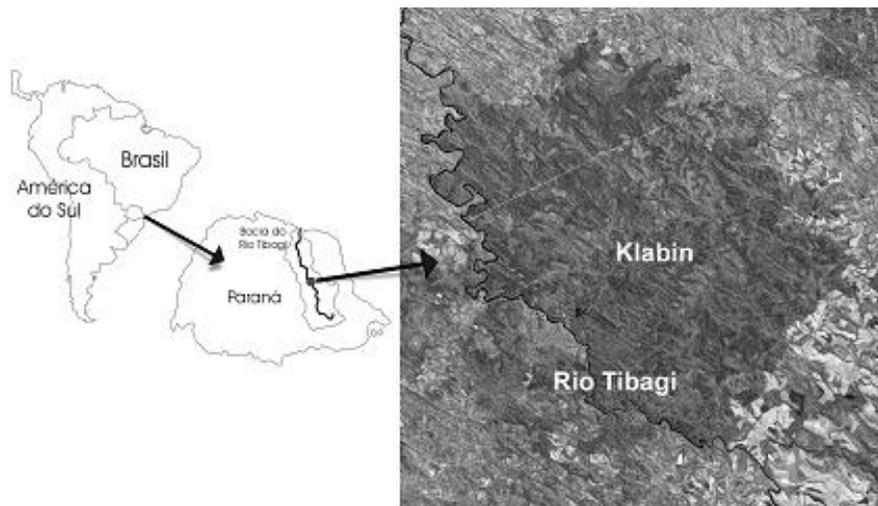


Figura 1 – Fazenda Monte Alegre, de propriedade da Klabin S.A., localizada na região centro-leste do Paraná, às margens do Rio Tibagi, Brasil. A imagem à direita é um recorte de uma imagem pancromática Landsat-ETM+ de fevereiro de 2002.

2.2. Coleta de dados

Foram selecionados três talhões de araucária para cada faixa de idade de plantio. As idades foram consideradas como tratamentos distintos, havendo reflorestamentos de 12,

22, 35 e 43 anos. Os reflorestamentos a partir de 22 anos apresentam árvores com alturas que variam de 15 a 25 metros de altura, sendo os diâmetros tão maiores quanto as idades. Os reflorestamentos de 12 anos apresentam a estrutura mais distinta, com árvores de porte menor e com os indivíduos mais agregados. Os reflorestamentos sofreram algum tipo de manutenção periódica a cada 8 anos, em média, que se resumia a desbastes, raleamentos e roçagens grosseiras com foice. Estas intervenções ocorreram até o início da década de 1990, quando a empresa adotou a política de manutenção do sub-bosque, realizando intervenções localizadas e menos agressivas. Desta forma os reflorestamentos de 12 anos de idade não haviam sofrido nenhum tipo de intervenção no momento da coleta de dados. As amostragens foram feitas com a implantação de quatro parcelas por talhão, totalizando 48 parcelas de 5x5 m (25 m²), compreendendo uma área total de 1200 m². As parcelas foram distribuídas na área amostrada mantendo-se a maior distância possível das bordas do reflorestamento e entre si. Todas as plantas lenhosas com mais de 10 cm de altura foram incluídas no estudo, com exceção das árvores plantadas nos reflorestamentos. Os indivíduos amostrados foram identificados no campo quando possível, ou coletados e herborizados para identificação posterior em herbário.

Foram obtidas variáveis ambientais para testes de coeficiente de correlação com a abundância e a riqueza de espécies na regeneração. A luminosidade no sub-bosque foi medida com um luxímetro, através da diferença entre a luminosidade medida no interior do reflorestamento e em um ambiente aberto. A capacidade de sombreamento do dossel foi medida com o uso de um densiômetro esférico. A cobertura do estrato herbáceo foi estimada visualmente, dividindo mentalmente a parcela em quadrantes e aferindo uma porcentagem de cobertura de ervas e gramíneas. As variáveis foram transformadas através do arcoseno da raiz da proporção quando necessário.

Após a identificação das espécies vegetais foram levantados dados com relação ao hábito e aspectos da biologia de frutos e sementes de tais espécies, para posterior análise de

sua capacidade de dispersão entre remanescentes florestais e as áreas em recuperação. Além disso, dados com relação à biogeografia das espécies coletadas (se são nativas ou exóticas) foram levantados.

2.3. Análise de dados

Para comparação da diversidade de espécies entre os diferentes ambientes em questão, foi usado o Índice de Diversidade de Shannon. Este índice é baseado na abundância proporcional das espécies e busca condensar os dados de riqueza e equitabilidade em um único valor (Magurran, 1988). As diferenças entre a diversidade de espécies das áreas de reflorestamento foram comparadas com análise de variância (ANOVA) através do programa Statistica 6.0 (Statsoft Inc., 2001). A riqueza de espécies foi analisada a partir de curvas de acúmulo de espécies por área, calculadas com o uso do programa EstimateS (Colwell, 2005). Os dados de riqueza foram randomizados 50 vezes para evitar a influência da ordem de entrada dos dados de cada parcela nas curvas de acúmulo de espécies. Como estas curvas podem subestimar a riqueza de espécies (Magurran, 1988), foram aplicados os estimadores de riqueza Jackknife 2 e ACE para aperfeiçoar a estimativa de riqueza (Chazdon et al. 1998).

A proporção de espécies em comum entre as áreas amostradas foi comparada com a aplicação dos Índices de Similaridade de Jaccard e Sorensen (índices qualitativos baseados na presença/ausência de espécies) e o Índice de Similaridade de Bray-Curtis (índice quantitativo que leva em conta a abundância), ambos calculados pelo programa EstimateS (Colwell, 2005). Estes índices tem valor 1 quando há completa similaridade entre as amostras e valor 0 quando os locais comparados são completamente diferentes.

3. Resultados

No total de 1200 m² amostrados, foram registradas 231 espécies regenerantes, pertencentes a 142 gêneros e 60 famílias botânicas, sendo que 186 foram identificadas até o nível específico, 34 até gênero e 11 até família (ver Anexo 1). Os reflorestamentos mais antigos, de 43 e 35 anos, apresentaram a maior riqueza, seguidos dos reflorestamentos de 22 e 12 anos, nos quais foram registradas 125, 126, 100 e 83 espécies divididas em 42, 49, 46 e 38 famílias, respectivamente.

Os índices de diversidade de Shannon calculados foram de 2,44, 2,47, 2,36 e 2,00 para os reflorestamentos de 43, 35, 22 e 12 anos, respectivamente, havendo diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre os reflorestamentos de 12 anos e os de 35 e 43 anos. Na figura 2 fica clara a evolução da diversidade e da riqueza ao longo dos anos, com os reflorestamentos mais recentes menos diversos e uma aparente estabilização dos valores após 30 anos da data do plantio.

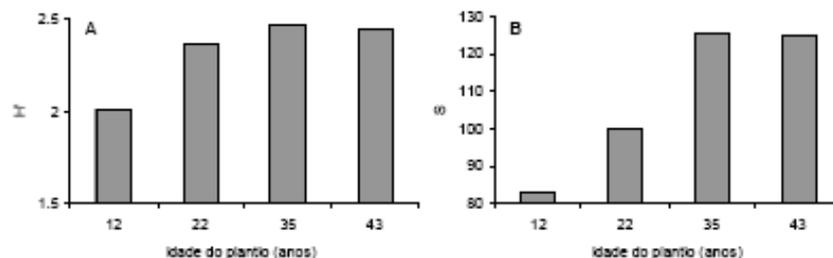


Figura 2 – Índice de diversidade de Shannon (A) e riqueza (B) no sub-bosque de reflorestamentos de *Araucaria angustifolia* de diferentes idades.

Em todos os tratamentos as espécies com hábito arbóreo foram maioria, seguido por lianas e arbustos (Fig. 3A). A homogeneidade entre os tratamentos também pode ser constatada a partir das proporções de espécies por síndrome de dispersão, que colocam a zoocoria como o principal modo de dispersão das espécies, seguido da anemocoria e autocoria (Fig. 3B).

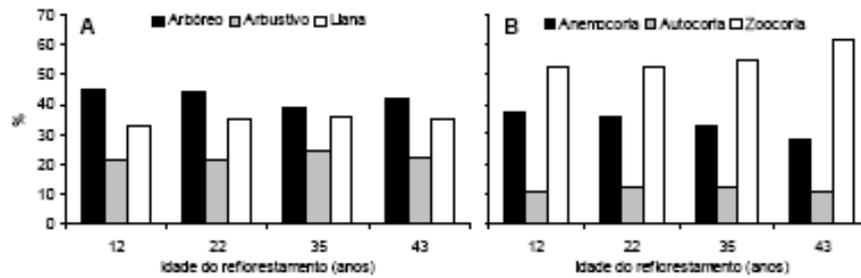


Figura 3 – Porcentagem dos hábitos (A) e das síndromes de dispersão (B) das espécies amostradas no sub-bosque de reflorestamentos de *Araucaria angustifolia*.

As curvas de acúmulo de espécies (Fig. 4) apresentam uma tendência à assintose, o que caracteriza a área mínima de amostragem, indicando que possivelmente a maioria das espécies presentes foi amostrada. O estimador de riqueza que mais variou com relação à riqueza observada foi o Jackknife 2, apresentando riqueza superior para os reflorestamentos de todas as idades.

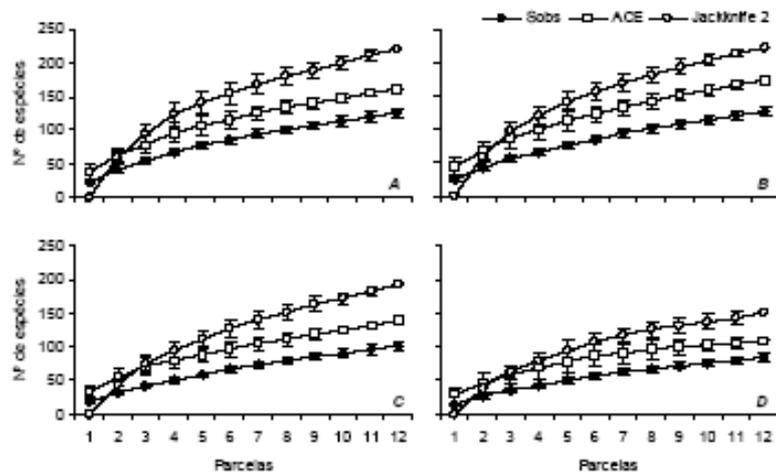


Figura 4 – Curvas de acúmulo de espécies produzidas a partir da riqueza observada (Sobs), e dos estimadores de riqueza ACE (Estimador baseado na abundância) e Jackknife 2 (Estimador baseado na incidência), dos reflorestamentos de *Araucaria angustifolia* de 43(A), 35 (B) 22 (C) e 12 (D) anos.

Os fatores que influenciaram a colonização no sub-bosque dos reflorestamentos estudados variaram bastante entre as idades, de acordo com a análise de correlação (Tab. 1).

A variável que se destaca na matriz de correlação é a taxa de cobertura do dossel, que apresentou correlação negativa com a riqueza e a diversidade nos reflorestamentos de 43 anos. A tendência de queda na diversidade e/ou riqueza com o aumento da taxa de cobertura do dossel se repete nos demais tratamentos (com exceção dos reflorestamentos de 12 anos), como indicado na matriz de correlação (Tab. 1).

Tabela 1 – Coeficientes de correlação entre riqueza do sub-bosque (S) de reflorestamentos de *Araucaria angustifolia* de diferentes idades, riqueza transformada (Log S), abundância (N) e o índice de diversidade de Shannon (H') e variáveis ambientais que são cobertura do estrato herbáceo (EH), cobertura do dossel (CD) e taxa de luminosidade (Lux). Valores estatisticamente significativos ($p \leq 0,05$) estão assinalados com asterisco (*).

	S	Log S	N	H'	EH	CD	Lux
43 anos	S	1.00	-	-	-	-	-
	Log S	0.99*	1.00	-	-	-	-
	N	-0.04	-0.08	1.00	-	-	-
	H'	0.83*	0.85*	-0.48	1.00	-	-
	EH	-0.41	-0.43	0.01	-0.32	1.00	-
	CD	-0.83*	-0.84*	0.17	-0.75*	0.32	1.00
	Lux	0.37	0.41	-0.47	0.55	-0.19	-0.22
35 anos	S	1.00	-	-	-	-	-
	Log S	0.99*	1.00	-	-	-	-
	N	0.50	0.50	1.00	-	-	-
	H'	0.70*	0.70*	-0.12	1.00	-	-
	EH	0.17	0.16	-0.49	0.51	1.00	-
	CD	-0.32	-0.29	-0.63*	0.24	0.10	1.00
	Lux	0.34	0.33	-0.38	0.52	0.79*	0.25
22 anos	S	1.00	-	-	-	-	-
	Log S	0.97*	1.00	-	-	-	-
	N	0.47	0.45	1.00	-	-	-
	H'	0.90*	0.93*	0.14	1.00	-	-
	EH	-0.46	-0.43	0.01	-0.48	1.00	-
	CD	-0.26	-0.27	0.62*	-0.54	0.28	1.00
	Lux	-0.29	-0.29	-0.22	-0.22	0.56	-0.33
12 anos	S	1.00	-	-	-	-	-
	Log S	0.97*	1.00	-	-	-	-
	N	0.59*	0.61*	1.00	-	-	-
	H'	0.74*	0.74*	0.09	1.00	-	-
	EH	-0.05	0.02	-0.23	0.09	1.00	-
	CD	0.24	0.27	0.28	0.21	0.27	1.00
	Lux	-0.10	-0.16	-0.36	0.05	-0.06	-0.67*

Ainda com base nas correlações, pode-se observar que a cobertura do dossel teve correlações significativas com a abundância nas áreas de reflorestamento de 35 e 22 anos. O reflorestamento de 12 anos não apresentou nenhuma relação significativa entre as variáveis ambientais e os indicadores de diversidade tanto na matriz de correlações quanto no modelo de regressão linear.

Os gráficos de regressão linear confirmam a tendência de queda na diversidade (Fig. 5 e 7A), riqueza (Fig. 5B) e abundância (Fig. 6B) de espécies no sub-bosque acompanhando o aumento na cobertura do dossel nos reflorestamentos de 43, 35 e 22 anos.

A figura 7B indica relação contrária às demais provavelmente devido a grande quantidade de indivíduos de algumas espécies frente a uma abundância total relativamente menor nos reflorestamentos de 22 anos. Maiores taxas de luminosidade, aparentemente, criam uma tendência de aumento da riqueza e da diversidade, como indicado nas correlações positivas nos reflorestamentos de 35 e 43 anos (Tab. 1) que, apesar de não serem estatisticamente significativas, apontam para uma maior quantidade de espécies regenerantes com características heliófitas.

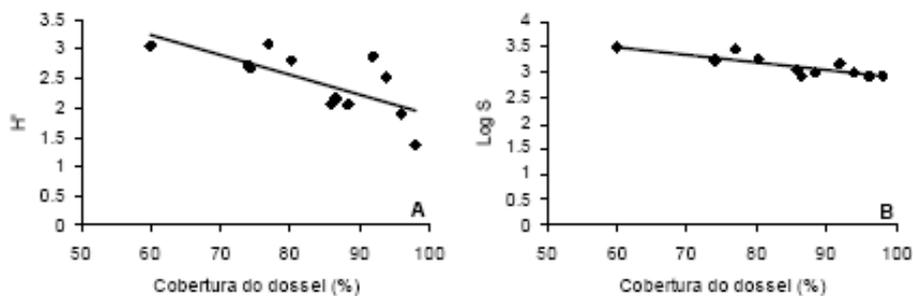


Figura 5 – Relações entre a taxa de cobertura do dossel e diversidade (A) e riqueza (B) de espécies de plantas lenhosas no sub-bosque de reflorestamentos de *Araucaria angustifolia*, implantados há 43 anos no estado do Paraná, Brasil. (A) $y = -0,0335x + 5,2506$; $r_2 = 0,503$; $F = 10,13$; $p < 0,01$ e (B) $y = -0,0152x + 4,4156$; $r_2 = 0,727$; $F = 26,69$; $p < 0,01$.

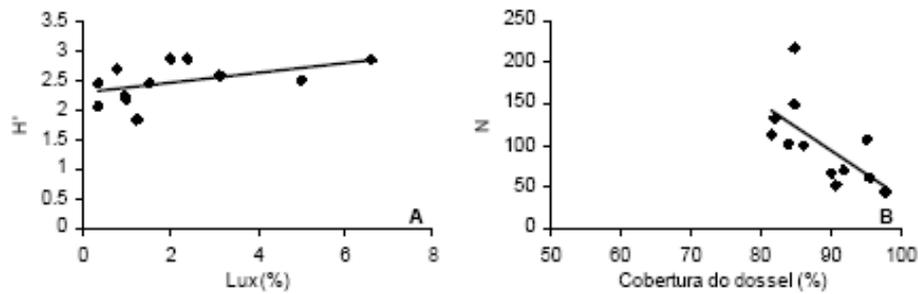


Figura 6 – Relações entre variáveis ambientais referentes às taxas de luminosidade (A) e de cobertura do dossel (B) e parâmetros de regeneração de espécies de plantas lenhosas no sub-bosque de reflorestamentos de *Araucaria angustifolia*, implantados há 35 anos no estado do Paraná, Brasil. (A) Diversidade: $y = 0,085x + 2,2928$; $r_2 = 0,243$; $F = 3,21$; $p = 0,103$ e (B) Abundância: $y = -5,568x + 594,72$; $r_2 = 0,411$; $F = 7,00$; $p = 0,024$.

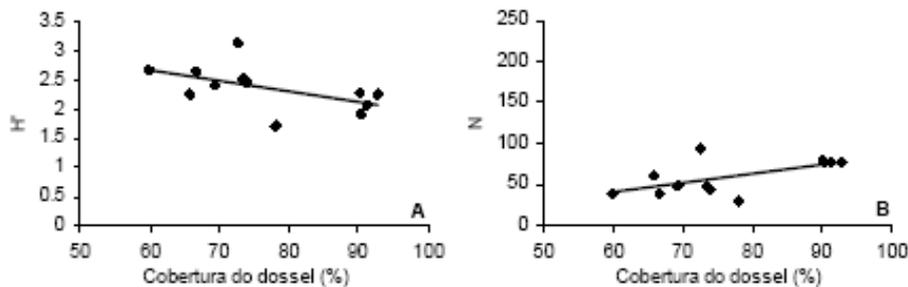


Figura 7 – Relações entre a taxa de cobertura do dossel e parâmetros de regeneração de espécies de plantas lenhosas no sub-bosque de reflorestamentos de *Araucaria angustifolia*, implantados há 22 anos no estado do Paraná, Brasil. (A) Diversidade: $y = -0,0179x + 3,7411$; $r_2 = 0,295$; $F = 4,18$; $p = 0,067$ e (B) Abundância: $y = 1,1256x + 27,595$; $r_2 = 0,375$; $F = 6,00$; $p = 0,034$.

Cerca de metade das espécies amostradas nos reflorestamentos de menor riqueza (de 22 e 12 anos) se encontram também presentes nos reflorestamentos que apresentaram maior riqueza de espécies na regeneração (Tab. 2). Os dois reflorestamentos mais antigos apresentaram os maiores índices de similaridade de Jaccard e de Sorensen. No entanto,

quando aplicado um índice de similaridade quantitativo, os reflorestamentos de 35 e 22 anos são os que mais se assemelham (Tab. 2).

Tabela 2 – Quantidade de espécies em comum e índices de similaridade de Jaccard e Sorensen (qualitativos) e Bray-Curtis (quantitativo) para o sub-bosque de reflorestamentos de *Araucaria angustifolia* de 12, 22, 35, 43 anos de implantação na região centro-leste do estado do Paraná, Brasil.

1ª Amostra	2ª Amostra	S ₁	S ₂	Spp. em comum	Jaccard	Sorensen	Bray-Curtis
43	35	125	126	66	0.357	0.526	0.456
43	22	125	100	56	0.331	0.498	0.386
43	12	125	83	45	0.276	0.433	0.274
35	22	126	100	57	0.337	0.504	0.477
35	12	126	83	42	0.251	0.402	0.286
22	12	100	83	41	0.289	0.448	0.375

4. Discussão

Os resultados obtidos neste estudo indicam que florestamentos para uso comercial podem agregar um número considerável de espécies em seu sub-bosque. Apesar de não haver significância estatística, os reflorestamentos apresentaram diferenças visíveis na diversidade (Fig. 2A) e na riqueza (Fig. 2B) de espécies de acordo com as idades de plantio.

A maioria das espécies encontrada nos reflorestamentos é de heliófitas, ou seja, beneficiadas por taxas de luminosidade altas, conforme indicado nas figuras 5, 6 e 7A. Mesmo os tratamentos que não apresentaram significância nas correlações e/ou nos modelos de regressão linear apresentaram grande quantidade de espécies heliófitas.

Provavelmente esta situação é resultado direto de anos de manutenção, que impediu o estabelecimento de um dossel mais denso sob as Araucárias, mantendo assim a taxa de luminosidade alta no sub-bosque. Além de o ambiente mais iluminado favorecer a germinação e o estabelecimento de espécies de início de sucessão, a manutenção pode ainda

ter selecionado espécies pioneiras e secundárias iniciais por estas apresentarem, em geral, capacidade de rebrota. A maior luminosidade no sub-bosque e a paisagem fragmentada podem favorecer a invasão do reflorestamento por espécies ruderais (Charbonneau & Fahrig, 2004), entretanto, o fato de os reflorestamentos estarem inseridos em uma matriz florestal possivelmente minimiza a pressão de invasão de espécies ruderais exóticas (Noss & Cooperrider, 1994). Assim, ao contrário do que ocorre em outras regiões tropicais fragmentadas, onde um maior sombreamento implica em exclusão de ruderais e maior riqueza de nativas (Powers et al. 1997), no contexto dos reflorestamentos estudados os efeitos combinados da roçagem e da matriz florestal parecem favorecer um aumento da riqueza via um aumento de espécies heliófitas e, em sua maioria, nativas. No entanto, esta hipótese não exclui uma limitação de propágulos de espécies tardias, já que boa parte das florestas nativas da região é secundária, e pouco se conhece o grau de permeabilidade do mosaico de plantações densas de *Pinus* e *Eucaliptus* para a fauna dispersora.

Apesar da maior riqueza de espécies heliófitas, há a presença de espécies consideradas tardias, como o xaxim (*Dicksonia sellowiana* Hook.), que é típica de sub-bosque, além de espécies do gênero *Ocotea*, classificadas como climácicas. Isto pode ser considerado um indício de que a sucessão não está estacionada, e que a ação de manutenção aplicada ao sub-bosque apenas reduz a velocidade do processo.

Uma ressalva deve ser feita no que diz respeito à comparação com outras paisagens, nas quais a correlação positiva entre riqueza e cobertura do dossel em áreas pequenas e com forma desfavorável (i.e., alongada, como em matas ciliares) geralmente é resultado de mudanças nas condições microclimáticas (Farina, 1998). Este não é o caso dos reflorestamentos incluídos neste estudo, representados por talhões grandes e com forma compacta.

5. Conclusões

Reflorestamentos para fins comerciais têm demonstrado capacidade de agregar grande quantidade de espécies no sub-bosque, e o uso de espécies nativas, como no caso das áreas estudadas, pode resultar em uma diversidade ainda maior de acordo com dados apresentados por Keenan et al. (1997), que em estudo em reflorestamentos na Austrália com espécies nativas e exóticas, constataram maior riqueza sob as espécies nativas.

Os objetivos dos reflorestamentos comerciais podem ser harmonizados com os interesses da biologia da conservação aplicando-se alternativas de manejo que busquem a mudança do modelo de manejo atual, que trata as espécies colonizadoras do sub-bosque como uma comunidade transitória. Otsamo (2000) conclui que a regeneração natural sob plantios de espécies de rápido crescimento pode ser usada na valorização da biodiversidade, assim como na manutenção da sustentabilidade social e biológica deste tipo de cultivo.

Devem ser feitos estudos para uma maior compreensão do papel de reflorestamentos densos, como os de *Pinus* e *Eucalyptus*, na disseminação de propágulos, buscando calcular o grau de impedância ou permeabilidade que estes ambientes impõem aos agentes dispersores.

Literatura citada

- Charbonneau, N. C., e L. Fahrig. 2004. Influence of canopy cover and amount of open habitat in the surrounding landscape on proportion of alien plant species in forest sites. *Écoscience* **11**(3):278-281.
- Chazdon, R. L., R. K. Colwell, J. S. Denslow, e M. R. Guariguata. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of Northeastern of Costa Rica. Páginas 285-309 em F. Dallmeier e J. A. Comiskey, editores. *Forest biodiversity research, monitoring and modeling*. Unesco and Pathernon Publishing Group, Washington, EUA.

- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's guide and application publicado em: <http://purl.oclc.org/estimates> [acessado em novembro de 2005].
- Farina, A. 1998. Principles and methods in landscape ecology. Chapman & Hall, Londres.
- Instituto Agronômico do Paraná - IAPAR. 2000. Cartas climáticas do estado do Paraná, publicado em: http://www.pr.gov.br/iapar/sma/Cartas_Climáticas/Precipitação.htm. [acessado em junho de 2003].
- Keenan, R., D. Lamb, O. Woldring, T. Irvine, e R. Jensen. 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *Forest Ecology and Management* **99**:117-131.
- Lamb, D., J. Parrota, R. Keenan, e N. Tucker. 1997. Rejoing Habitat Remnants: Restoring Degraded Rainforest Lands. Páginas 366-385 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr., editores. *Tropical Forest Remnants*, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Lugo, A. E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forestry Ecology and Management* **99**:9-19.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey.
- Mendonça, F.A, e I.M. Danni-Oliveira. 2002. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do Rio Tibagi. Páginas 63-66 em M.E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. *A bacia do Rio Tibagi*, Edição dos editores, Londrina.
- Noss, R. F., e A. Y. Cooperrider. 1994. *Saving Nature's Legacy – Protecting and Restoring Biodiversity*. Island Press, Washington.
- Otsamo, R. 2000. Secondary forest regeneration under fast-growing forest plantations on degraded *Imperata cylindrica* grasslands. *New Forests* **19**:69-93.
- Powers, J.S., J.P. Haggar, e R.F. Fisher. 1997. The effect of overstorey composition on understorey woody regeneration and species richness in 7-year-old plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* **99**:43-54.
- Silva Jr., M.C., F. R. Scarano, e F. C. Souza. 1995. Regeneration of an Atlantic forest formation in the understorey of a *Eucalyptus grandis* plantation in south eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **11**:147-152.
- Statsoft, Inc. 2001. *STATISTICA* (data analysis software system), version 6, publicado em: www.statsoft.com.
- Torezan, J. M. D. 2002. Nota sobre a vegetação da bacia do Rio Tibagi. Páginas 103-107 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. *A bacia do Rio Tibagi*. Londrina, PR.

Anexo 1– Espécies regenerantes listadas no sub-bosque de reflorestamentos de *Araucaria angustifolia*, com idades de plantio distintas, na Fazenda Monte Alegre, em Telêmaco Borba, Pr – Brasil, de propriedade da Empresa de papel e celulose Klabin S.A. Espécies exóticas estão assinaladas com um asterisco (*).

Familia	Espécie	Idade (anos) de plantio
Acanthaceae	<i>Dyschoriste</i> sp.	(22) (35) (43)
Agavaceae	<i>Cordyline dracaenoides</i> Kunth.	(12) (35) (43)
Amaranthaceae	<i>Chamissoa altissima</i> (Jacq.) H.B.K.	(22)
Anacardiaceae	<i>Rhus succedanea</i> L.*	(43)
	<i>Schinus terebenthifolius</i> Raddi.	(35)
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	(43)
	<i>Annona</i> sp.	(12) (43)
	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	(22) (35) (43)
	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Mart.	(12) (35) (43)
Apocynaceae	Apocynaceae	(12) (43)
	<i>Aspidosperma australe</i> Müll. Arg.	(43)
	<i>Aspidosperma polyneurum</i> Müll. Arg.	(35)
	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	(35) (43)
	<i>Condylocarpon isthmicum</i> (Vell.) A. DC.	(12) (43)
	<i>Peltastes peltatum</i> (Vell.) Woodson	(22) (43)
	<i>Prestonia coalita</i> (Vell.) Woodson	(22)
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> (A. DC.) Miers	(12) (22)
	<i>Tabernaemontana</i> sp.	(35)
	<i>Ternadenia</i> sp.	(43)
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i> Reiss.	(22) (35) (43)
	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	(35)
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) O. Kuntze	(12) (22) (35) (43)

Anexo 1 - continuação

Familia	Espécie	Idade (anos) de plantio
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	(12)
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia melastoma</i> Mauro ex. Duchtr.	(12) (22) (35) (43)
Asclepiadaceae	<i>Fischeria martiana</i> DC.	(22) (35) (43)
	<i>Matelea hatschbachii</i> (Font & Val) Marillo	(43)
Asteraceae	Asteraceae 1	(35)
	Asteraceae 2	(35)
	<i>Calea pinnatifida</i> (R.Br.) Less.	(43)
	<i>Eupatorium edmundoi</i> Barroso	(43)
	<i>Eupatorium maximiliani</i> Schrad.	(22)
	<i>Eupatorium</i> sp.	(22) (43)
	<i>Mikania hirsutissima</i> DC.	(43)
	<i>Mikania laevigata</i> Sch. Bip.	(35) (43)
	<i>Mikania micrantha</i> H.B.K.	(22) (35)
	<i>Mikania</i> sp.1	(12)
	<i>Mikania</i> sp.2	(12) (35)
	<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	(22)
	<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.	(12)
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma cf bracteatum</i> (Cham.) DC.	(12)
	<i>Anemopaegma chamberlaynii</i> (Sims.) Bureau & K. Schum.	(35)
	<i>Anemopaegma</i> sp.	(43)
	<i>Arrabidaea chica</i> (H.B.K.) Verl.	(43)
	Bignoniaceae	(12)
	<i>Cuspidaria</i> sp.	(12)
	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	(12) (22) (35) (43)
	<i>Macfadyena unguis-cati</i> (L.) A. Gentry	(12) (22) (35) (43)
	<i>Mansoa difficilis</i> (Cham.) Bureau & K. Schum.	(12) (22) (35)
	<i>Precocthenium crucigerum</i> (L) A. H. Gentry	(12) (22) (35) (43)
	<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	(12) (22) (35)
Blechnaceae	<i>Blechnum brasiliensis</i> Desv.	(22) (35)
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	(35)
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) DC.	(35)
Cecropiaceae	<i>Cecropia cf hololeuca</i> Miq.	(35)
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	(22)
Celastraceae	<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	(12)
	<i>Maytenus robusta</i> Reiss.	(22) (35)
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	(43)
Convolvulaceae	<i>Merremia macrocalix</i> O'Donnel	(22) (35)
	<i>Merremia</i> sp.	(22)
Cucurbitaceae	Cucurbitaceae	(12) (22) (43)
	<i>Melothria cucumis</i> Vell.	(22) (35)
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	(12) (22) (35) (43)
Dioscoriaceae	<i>Dioscorea</i> sp.	(35)
	Dioscoriaceae	(22) (35) (43)
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	(12) (35) (43)
Euphorbiaceae	<i>Acalypha comunis</i> (Muell. Arg.)	(22)
	<i>Acalypha gracillis</i> Spreng.	(12) (35) (43)
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	(22) (35)
	<i>Alchornea sidaefolia</i> M. Arg.	(22) (35) (43)
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	(22)

Anexo 1 - continuação

Familia	Espécie	Idade (anos) de plantio
	<i>Bernardia pulchella</i> (Bailon) Mull. Arg.	(43)
	<i>Bernardia</i> sp.	(22) (35) (43)
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	(12) (22) (35) (43)
	<i>Dalechampia hassleriana</i> Pax & Hoffm.	(22) (35) (43)
	<i>Dalechampia meridionalis</i> Muell. Arg.	(22) (35) (43)
	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Freire Allemão	(43)
	<i>Sebastiania corniculata</i> (Vahl) Müll. Arg.	(35)
	<i>Tragia</i> sp.	(35) (43)
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link.	(22) (35) (43)
Caesalpinoideae	<i>Bauhinia</i> sp.	(12)
Fabaceae	<i>Acacia cf nitidifolia</i> Spegazzini	(22) (43)
Mimosoideae	<i>Acacia cf plumosa</i> Lowe	(12) (35) (43)
	<i>Acacia poliphyla</i> DC.	(12) (22)
	<i>Acacia velutina</i> DC.	(12)
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	(12)
	<i>Inga marginata</i> Willd.	(12) (22) (35) (43)
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	(35) (43)
	<i>Inga striata</i> Benth.	(12) (43)
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	(22) (35)
Fabaceae	<i>Canavalia grandiflora</i> Benth.	(35) (43)
Papilionoideae	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	(22)
	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	(12) (22) (35)
	<i>Desmodium canum</i> (Gmel) Schina et Thell	(35)
	<i>Desmodium purpureum</i> (Mill.) Fauc. et Rend.	(43)
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	(12) (43)
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	(22) (35)
	<i>Stizolobium aterrimum</i> Rip. & Trac.	(22) (35)
Flacourtiaceae	<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	(43)
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	(35)
	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	(35) (43)
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	(12)
	<i>Prockia crucis</i> L.	(22)
	<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	(43)
Icacinaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) Howard	(43)
Lauraceae	<i>Cryptocaria aschersoniana</i> Mez	(12)
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) Mez	(22)
	<i>Nectandra lanceolata</i> Ness.	(35)
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	(43)
	<i>Nectandra</i> sp.	(22) (43)
	<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	(22)
	<i>Ocotea cf laxa</i> (Ness.) Mez	(35)
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meins.) Mez	(12) (22)
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees.	(12) (22) (35) (43)
	<i>Persea pyriformis</i> Nees.	(22)
Loganiaceae	<i>Buddleja brasiliensis</i> Jacq. ex. Spreng.	(35)
	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	(43)
Malpighiaceae	<i>Dicella nucifera</i> Chodat.	(12) (22) (35) (43)
	<i>Heteropterys bicolor</i> Adr. Juss.	(22) (35) (43)
	<i>Heteropterys intermedia</i> A. Juss. Griseb.	(12) (22) (35) (43)

Anexo 1 - continuação

Família	Espécie	Idade (anos) de plantio
	Malpighiaceae 1	(35)
	Malpighiaceae 2	(12)
	<i>Mascagnia divaricata</i> (H.B.K.) Nied.	(12) (22)
	<i>Mascagnia</i> sp.	(12) (22) (43)
	<i>Tetrapteryx multiglandulosa</i> A. Juss.	(35) (43)
Malvaceae	<i>Abutilon rufinerve</i> A. St.-Hil.	(35)
	<i>Pavonia communis</i> A. St.-Hil.	(43)
	<i>Pavonia sepium</i> A. St.-Hil.	(22) (35)
	<i>Sida potentilloides</i> A. St.-Hil.	(22)
Melastomataceae	<i>Clidemia</i> sp.	(12) (22) (35) (43)
	<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.	(12) (22) (35) (43)
	<i>Leandra</i> cf. <i>sericea</i> D.C.	(12) (22) (35) (43)
	<i>Leandra fragilis</i> Cogn.	(12) (22) (35) (43)
	<i>Leandra lacunosa</i> Cogn.	(12) (35) (43)
	<i>Leandra purpurascens</i> (DC.) Cogn.	(43)
	<i>Leandra regnellii</i> (Triana) Cogn.	(35)
	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	(12) (35) (43)
	<i>Tibouchina clinopodiifolia</i> (DC.) Cogniaux	(12) (22) (35)
	<i>Tibouchina</i> sp.	(43)
	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	(35) (43)
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	(22) (35) (43)
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	(12)
	<i>Mendoncia coccinea</i> Vell.	(12) (43)
Mendonciaceae	<i>Cissampelos pareira</i> L.	(22) (35) (43)
Menispermaceae	<i>Hyperbaena</i> sp.	(22) (43)
	<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	(12) (22) (43)
Monimiaceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	(22)
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) Bürger	(12)
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	(12) (22) (35) (43)
Myrcinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	(12) (22) (43)
	<i>Campomanesia guazulmifolia</i> (Camb.) O. Berg.	(12)
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg.	(22) (43)
	<i>Eugenia flavescens</i> DC.	(12)
	<i>Eugenia pitanga</i> (O. Berg.) Kiaersk	(43)
	<i>Eugenia pyriformis</i> Camb.	(43)
	<i>Eugenia</i> sp.	(35)
	<i>Neea</i> sp.	(22)
Nyctaginaceae	<i>Ochna serrulata</i> (Hochst.) Walp.	(12)
Ochnaceae	<i>Passiflora amethystina</i> Mikan	(35) (43)
Passifloraceae	<i>Passiflora</i> sp.	(22) (43)
	<i>Pinus</i> cf. <i>taeda</i> L. *	(12)
Pinaceae	<i>Otonia martiana</i> Miq.	(35) (43)
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> (Jacq) Yuncker	(43)
	<i>Piper glabratum</i> Kunth.	(35) (43)
	<i>Piper hispidum</i> Sw.	(12) (22) (35) (43)
	<i>Piper mikanianum</i> (Kunth.) var. <i>mikanianum</i> Steudel	(35) (43)
	<i>Piper xylosteoides</i> (Kunth.) Steud.	(35)
	<i>Polygala lancifolia</i> St.-Hil.	(35)
Polygalaceae	<i>Polygala</i> sp.	(35)

Anexo 1 - continuação

Familia	Espécie	Idade (anos) de plantio
	<i>Clematis dioica</i> L.	(22) (35)
Ranunculaceae	<i>Gouania ulmifolia</i> Hook. Et Arnott	(22) (35)
Rhamnaceae	<i>Prunus sellowii</i> Koehne	(22) (12)
Rosaceae	<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	(12) (22) (35) (43)
	<i>Rubus</i> sp.1	(35)
	<i>Rubus</i> sp.2	(12) (35)
	<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. Ex. Griseb	(35)
Rubiaceae	<i>Manettia cordifolia</i> Mart.	(22) (35) (43)
	<i>Manettia paraguayensis</i> Chodat.	(35)
	<i>Psycotria carthagenensis</i> Jacq.	(12) (35)
	<i>Psycotria kleinii</i> Smith et Dows	(35)
	<i>Psycotria leiocarpa</i> Cham. & Schlechtld.	(12) (22) (35) (43)
	<i>Psycotria myriantha</i> Muell. Arg.	(22)
	Rubiaceae	(35)
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	(43)
	<i>Sabicea</i> sp.	(22) (35) (43)
	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss.	(12) (22) (35)
Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	(12) (35) (43)
	<i>Allophylus edulis</i> Mart.	(35)
Sapindaceae	<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	(35)
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	(12) (35)
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	(35) (43)
	<i>Serjania fuscifolia</i> Radlk.	(12) (22) (43)
	<i>Serjania glabrata</i> Kunth.	(35)
	<i>Serjania laruoiteana</i> Cambess	(35)
	<i>Serjania multiflora</i> Cambess	(12) (22) (35) (43)
	<i>Thinoia mucronata</i> Radlk.	(35)
	<i>Urvillea laevis</i> Radlk.	(12)
	<i>Urvillea</i> sp.	(35)
	<i>Smilax</i> sp.1	(22) (43)
Smilacaceae	<i>Smilax</i> sp.2	(12) (35) (43)
	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltld.	(12) (22) (43)
Solanaceae	<i>Athenea</i> sp.	(12) (22)
	<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.	(22) (35) (43)
	<i>Brunfelsia pauciflora</i> (Cham. & Schltld.) Benth.	(43)
	<i>Brunfelsia</i> sp.	(35) (43)
	<i>Cestrum capsulare</i> Carvalho & Schnoor	(43)
	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	(22) (43)
	<i>Lycianthes</i> sp.	(43)
	Solanaceae 1	(43)
	Solanaceae 2	(12) (35)
	<i>Solanum amictum</i> Schlecht.	(43)
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	(43)
	<i>Solanum artropurpureum</i> Schrank	(43)
	<i>Solanum bullatum</i> Vell.	(35) (43)
	<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal	(35)
	<i>Solanum hirtellum</i> (Spreng.) Hassl.	(22)
	<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	(43)
	<i>Solanum</i> sp.	(22) (43)

Anexo 1 - continuação

Família	Espécie	Idade (anos) de plantio
	<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) A. F. Hunz.	(12) (22) (35) (43)
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	(12) (35) (43)
Tiliaceae	<i>Celtis iguanae</i> (Jacq.) Sarg.	(35) (43)
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	(22)
	<i>Boehmeria cylindrica</i> (L.) Sw.	(12) (22) (35) (43)
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	(22) (35)
	<i>Aegiphyla sellowiana</i> Cham.	(22) (43)
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	(35)
	<i>Lantana camara</i> L.	(43)
	<i>Vitex montevidensis</i> Cham.	(12) (43)
	<i>Hybanthus bigibbosus</i> (A. St.-Hil) Hassl.	(12) (22)
Violaceae	<i>Cissus</i> sp.	(35) (43)
Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C. E. Jarvis	(12) (22) (35) (43)

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andersen, M., A. Thornhill, e H. Koopowitz. 1997. Tropical forest disruption and stochastic biodiversity losses. Páginas 281-291 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr., editores. *Tropical Forest Remnants*, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Benítez-Malvido, J., e M. Martínez-Ramos. 2003. Impact of Forest Fragmentation on Understory Plant Species Richness in Amazonia. *Conservation Biology* **17**(2):389-400.
- Budowski, G. 1963. Succession in tropical lowlands. *Turrialba* **13**(1):42-44.
- Budowski, G. 1965. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. *Turrialba* **15**(1): 40-42.
- Chazdon, R. L., R. K. Colwell, J. S. Denslow, e M. R. Guariguata. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of Northeastern of Costa Rica. Páginas 285-309 em F. Dallmeier e J. A. Comiskey, editores. *Forest biodiversity research, monitoring and modeling*. Unesco and Pathernon Publishing Group, Washington, EUA.
- Charbonneau, N. C. & Fahrig, L. 2004. Influence of canopy cover and amount of open habitat in the surrounding landscape on proportion of alien plant species in forest sites. *Écoscience* **11**(3): 278-281.
- Colinvaux, P. A. 1973. *Introduction to Ecology*. Ed. Wiley, 1ªEdição.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>[acessado em novembro de 2005].
- Connel, J. H., e R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* **111**(982):1119-1144.
- Cowles, H.C. 1899. The ecological relations of the vegetation of the sand dunes of Lake Michigan. *Botanical Gazette* **27**(2):95-117.
- Dale, V. H., e S. M. Pearson. 1997. Quantifying habitat fragmentation due to land use change in Amazonia. Páginas 400-409 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr., editores. *Tropical Forest Remnants*, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Denslow, J. S. 1980. Gap partitioning among tropical forest trees. *Biotropica* **12**:47-55.
- Drury, W. H., e I. C. T. Nisbet. 1973. Succession. *Journal of the Arnold Arboretum* **54**(3):331-368.
- Eastman, J.R. 1997. *Idrisi for Windows User's Guide*. Clark University, Worcester.

- Egler, F. E. 1954. Vegetation science concepts I. Inicial floristic composition - A factor in old-field vegetation development. *American Museum of Natural History* **24**:412-417.
- Farina, A. 1998. Principles and methods in landscape ecology. Chapman & Hall, Londres.
- Finegan, G. B. 1984. Forest Succession. *Nature* **312**:109-114.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology and Evolution* **11**:119-124.
- Gleason, H. A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Club* **53**(1):7-26.
- Gustafson, E. J., e G. R. Parker. 1992. Relationship between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* **7**:101-110.
- Haggar, J., K. Wightman, e R. Fisher. 1997. The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape in lowland Costa Rica. *Forestry Ecology and Management* **99**:55-64.
- Henle, K., D. B. Lindenmayer, C. R. Margules, D. A. Saunders, e C. Wissel. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity and Conservation* **13**:1-8.
- Holdgate, M. 1996. The ecological significance of biological diversity. *Ambio* **25**(6):409-416.
- Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical moist forest regeneration in agricultural land: soil, microclimate, vegetation and seed rain. *Biotropica* **31**:229-242.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* **113**(1):81-101.
- Instituto Agronômico do Paraná - IAPAR. 2000. Cartas climáticas do estado do Paraná, publicado em: http://www.pr.gov.br/iapar/sma/Cartas_Climáticas/Precipitação.htm. [acessado em junho de 2003].
- Kapos, V., E. Wandelli, J. L. Camargo, e G. Ganade. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to Forest fragmentation in Central Amazônia. Páginas 33-44 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr., editores. *Tropical Forest Remnants*, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Kellman, M., R. Tackaberry, e J. Meave. 1996. The consequences of prolonged fragmentation: lessons from tropical gallery forests. Páginas 37-58 em J. Schelhas, e R. Greenberg, editores. *Forest Patches in Tropical Landscapes*, Island Press, Washington.
- Keenan, R., D. Lamb, O. Woldring, T. Irvine, e R. Jensen. 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *Forest Ecology and Management* **99**:117-131.

- Lamb, D., J. Parrota, R. Keenan, e N. Tucker. 1997. Rejoining Habitat Remnants: Restoring Degraded Rainforest Lands. Páginas 366-385 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr., editores. Tropical Forest Remnants, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Lamont, B. B. 1995. Testing the effect of ecosystem composition/structure on its functioning. *OIKOS* **74**(2):283-295.
- Laurance, W. F., R. O. Bierregaard Jr., C. Gascon, R. K. Didham, A. P. Smith, A. J. Lynam, V. M. Viana, T. E. Lovejoy, K. E. Sieving, J. W. Sites Jr., M. Andersen, M D. Tocher, E. A. Kramer, C. Restrepo, e C. Moritz. 1997. Tropical forest fragmentation: Synthesis of a diverse and dynamic discipline. Páginas 502-514 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr, editores. Tropical Forest Remnants, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Lugo, A. E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Foresty Ecology and Management* **99**:9-19.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological Diversity and its Measurement. Princeton University Press, New Jersey.
- Margalef, R. 1963. On certain unifying principle in ecology. *The American Naturalist* **97**:357-374.
- McGarigal, K., e B. J. Marks. 1994. Fragstats – Spatial pattern analisys program for quantifying landscape structure. Versão 2.0, Oregon State University, Corvallis, Oregon.
- Mendonça, F.A, e I.M. Danni-Oliveira. 2002. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do rio Tibagi. Páginas 63-66 em M.E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do rio Tibagi, Edição dos editores, Londrina.
- Mesquita, R.C.G., K. Ickes, G. Ganade, e G.B. Williamson. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology* **89**:528-537.
- Metzger, J. P. 1997. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. *Landscape and Urban Planning* **37**:29-35.
- Murcia, C. 1996. Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants. Páginas 19-36 em J. Schelhas, e R. Greenberg, editores. Forest Patches in Tropical Landscapes, Island Press.
- Nason, J. D., P. R. Aldrich, e J. L. Hamrick. 1997. Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. Páginas 304-320 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr, editores. Tropical Forest Remnants, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Nesptad, D. C., C. Uhl, C. A. Pereira, e J. M. C. Silva. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazônia. *OIKOS* **76**:25-39.
- Noss, R. F., e A. Y. Cooperrider. 1994. Saving Nature's Legacy – protecting and Restoring Biodiversity. Island Press, Washington.

- Odum, E. P. 1969. The Strategy of Ecosystem Development. *Science* **164**:262-270.
- Otsamo, R. 2000. Secondary forest regeneration under fast-growing forest plantations on degraded *Imperata cylindrica* grasslands. *New Forests* **19**:69-93.
- Parrota, J. A. 1995. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science* **6**:627-636.
- Pickett, S.T.A. 1976. Succession: An evolutionary interpretation. *The American Naturalist* **110**:107-119.
- Powers, J.S., J.P. Haggard, e R.F. Fisher. 1997. The effect of overstory composition on understory woody regeneration and species richness in 7-year-old plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* **99**:43-54.
- Ricklefs, R. E. 2003. A economia da natureza. Ed. Guanabara Koogan, 5ª edição.
- Silva Jr., M.C., F. R. Scarano, e F. C. Souza. 1995. Regeneration of an Atlantic forest formation in the understorey of a *Eucalyptus grandis* plantation in south eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **11**:147-152.
- Silver, W.L., S. Brown, e A.E. Lugo. 1996. Effects of changes in biodiversity on ecosystem function in tropical forests. *Conservation Biology* **10**(1):17-24.
- Soares, F.S, e M.E. Medri. 2002. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. Páginas 103-107 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do rio Tibagi, Edição dos editores, Londrina.
- Statsoft, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6, publicado em: www.statsoft.com.
- Stipp, N. A. 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. Páginas 39-44 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do rio Tibagi, Edição dos editores, Londrina.
- Thébaud, C., e D. Strasberg. 1997. Plant dispersal in fragmented landscapes: a field study of woody colonization in rainforest remnants of the mascarene archipelago. Páginas 321-332 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr., editores. *Tropical Forest Remnants*, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Torezan, J. M. D. 2002. Nota sobre a vegetação da bacia do Rio Tibagi. Páginas 103-107 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do Rio Tibagi. Londrina, PR.
- Turton, S. M., e H. J. Freiburger. 1997. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton tableland, Northeastern Australia. Páginas 45-54 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr., editores. *Tropical Forest Remnants*, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.

- Uhl, C., R. Buschbacher, e E. A. Serrão. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia – Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* **76**:663-681.
- Viana, V. M., A. A. J. Tabanez, J. F. Batista. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. Páginas 351-365 em W. F. Laurance, e R. O. Biorregaard Jr., editores. *Tropical Forest Remnants*, The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Walker, L. R., e F. S. Chapin. 1987. Interactions among processes controlling successional change. *OIKOS* **50**(1):131-135.
- Whittaker, R.H. 1974. Clímax concepts and recognition. Páginas 138-154 em R. Knapp, editor. *Handbook of Vegetation Science*, Junk-The Hague, Netherlands.
- Wijdeven, S. M. J., e M. E. Kuzee. 2000. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology* **8**(4):414-424.
- Wunderle Jr., J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest and Management* **99**:223-235.
- Young, T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological conservation* **92**:73-83.
- Zimmerman, J. K., J. B. Pascarella, e T. M. Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in abandoned pastures in Puerto Rico. *Restoration Ecology* **8**(4):350-360.