



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

PAULO SOUZA MEDRI

**REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA APÓS
COLHEITA FLORESTAL DE *EUCALYPTUS SALIGNA* SM. NA
REGIÃO CENTRO-LESTE DO PARANÁ, BRASIL**

PAULO SOUZA MEDRI

**REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA APÓS
COLHEITA FLORESTAL DE *EUCALYPTUS SALIGNA* SM. NA
REGIÃO CENTRO-LESTE DO PARANÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Edmilson Bianchini

Londrina
2010

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da
Universidade Estadual de Londrina**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

M492r Medri, Paulo Souza.
Regeneração da vegetação nativa após colheita florestal de *Eucalyptus saligna*
Sm. na região centro-oeste do Paraná, Brasil / Paulo Souza Medri. – Londrina,
2010.
62 f. : il.

Orientador: Edmilson Bianchini.
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de
Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências
Biológicas, 2010.
Inclui bibliografia.

1. Vegetação – Regeneração (Botânica) – Teses. 2. Reflorestamento – Teses.
3. Florestas – Restauração – Teses. 4. Eucalipto – Teses. I. Bianchini, Edmilson. II.
Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-
Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 581.143.5

PAULO SOUZA MEDRI

**REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA APÓS COLHEITA
FLORESTAL DE *EUCALYPTUS SALIGNA* SM. NA REGIÃO CENTRO-
LESTE DO PARANÁ, BRASIL**

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Marta Regina Barrotto do Carmo
UEPG – Ponta Grossa - PR

Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan
UEL - Londrina – PR

Prof. Dr. Edmilson Bianchini
UEL - Londrina – PR

Londrina, 30 de junho de 2010.

DEDICATÓRIA

A meus pais,
os grandes responsáveis por tudo isso.

AGRADECIMENTOS

A CAPES, CNPq, Empresa de Papel e Celulose Klabin S.A. e ao Programa de Pós Graduação 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 a equipe vinculada ao Parque Ecológico da Klabin, que nos abriu as portas e ofereceu apoio logístico para trabalhar em seus reflorestamentos, em especial ao Serginho, a Ivone, a Thais e ao Vlamir, sempre dispostos a ajudar.

Aos professores Dr(a). Marta Regina Barrotto do Carmo e Dr José Marcelo Domingues Torezan, pela contribuição com críticas e sugestões.

Ao meu orientador Edmilson Bianchini, pelos ensinamentos, amizade, paciência e principalmente por incentivar e acreditar em mim.

A toda a equipe do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas, em especial aos amigos José Marcelo Domingues Torezan, Alba Lúcia Cavalheiro, Edson Mendes Francisco e Odair do Carmo Pavão, sempre auxiliando em tudo que era possível.

A meus amigos de longa data Armando Cesar Casimiro, Marcio Sukanuma, Gustavo Bigatti de Souza, Fernando Yuldi Ashikaga, Larissa B. Pires.

A todos os colegas da turma de mestrado do ano de 2008, por compartilharem as experiências e os aprendizados nesses dois anos.

As grandes companheiras de trabalho Talita P. Ferracin, Ângela C. Rapaci Batista e Mariana Mota, pela grande ajuda, compreensão e descontração.

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

Um agradecimento mais do que especial para os meus pais Moacyr e Inês, e meus irmãos Cristiano, Flávia e Lucas, pelo apoio em todos os momentos da minha vida.

MEDRI, Paulo Souza. **Regeneração da vegetação nativa após colheita florestal de *Eucalyptus saligna* Sm. na região centro-leste do Paraná, Brasil.** 2010. 62 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Área de Concentração Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.

RESUMO

A intensa substituição de vegetação natural por áreas antropizadas gera uma paisagem fragmentada que pode resultar na alteração da dinâmica ambiental. Nesse processo, a extinção de algumas espécies da flora e da fauna silvestre pode passar a ser uma realidade. Frente a este fato, tem se cobrado uma reestruturação do uso e ocupação das áreas indevidamente tomadas. Nessa reorganização do espaço, áreas de preservação permanente e reserva legal devem ser restauradas de forma a promover a reocupação com florestas naturais. Todavia, no atual contexto de intensa fragmentação florestal e perda de biodiversidade, a regeneração dos ambientes degradados por meio da sucessão secundária natural pode ser dificultada, ou até mesmo impossibilitada, devido à distância de fontes de propágulos das áreas a serem recolonizadas. Neste contexto, reflorestamentos podem ser usados para acelerar e/ou possibilitar a restauração e o restabelecimento da biodiversidade em ambientes degradados, pois atraem animais dispersores e oferecem as condições microclimáticas necessárias para o desenvolvimento de espécies vegetais de estágios sucessionais mais avançados. 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. Diversos autores demonstram que a colonização do sub-bosque destas florestas comerciais resulta em uma quantidade de espécies nativas consideráveis. Assim, surge a preocupação sobre o que acontece com a vegetação regenerante do sub-bosque de reflorestamentos com *Eucalyptus* spp. após colheita florestal. O estudo foi realizado em 2008 e 2009 em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden, em áreas em regeneração (anteriormente ocupada por *Eucalyptus saligna* Sm.) e em áreas de floresta nativa localizados no município de Telêmaco Borba, Paraná. Foram registradas no total 178 espécies pertencentes a 87 gêneros e 48 famílias. A floresta nativa foi a área que apresentou maior índice de diversidade, seguida pelo reflorestamento de *E. grandis* e, então, pela regeneração. Observou-se maior similaridade de espécies entre a floresta nativa e o reflorestamento. Assim, sugere-se que a regeneração encontra-se em estágios mais iniciais de sucessão do que o reflorestamento. Provavelmente, os impactos causados pela colheita florestal sejam responsáveis pela presente situação do tratamento regeneração.

Palavras-chave: Reflorestamentos. Diversidade. Sucessão ecológica. Impacto.

MEDRI, Paulo Souza. **Regeneration of native vegetation after forest harvesting of *Eucalyptus saligna* Sm. in east-central Paraná, Brazil.** 2010. 62 f. Dissertation (Master's Degree in Biology – Concentration area Botany) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.

ABSTRACT

The intense replacement of natural vegetation in disturbed areas creates a fragmented landscape that could result in a change of environmental dynamics. In that case, the extinction of some species of flora and fauna can become a reality. Facing this fact, has been charged a restructuring of the use and occupation of improperly taken areas. In this reorganization of space, areas of permanent preservation and legal reserve have to be restored in order to promote reoccupation with natural forests. However in the current context of intense forest fragmentation and loss of biodiversity regeneration the degraded environments through natural secondary succession can be difficult or even impossible due to distance from sources of propagules of the areas to be recolonized. In this context, reforestation can be used to accelerate and / or enable the restoration and restoring biodiversity in degraded environments, because they attract animal dispersers and offer microclimate conditions necessary for the development of plant species of more advanced successional stages. However, in places or situations in which socioeconomic factors impede restoration activities, the choice of species planted in a reforestation can be done with a commercial approach. Several authors show that colonization of the understory of these commercial forests results in a considerable amount of native species. Thus arises the concern about what happens to the regenerating vegetation of the understory of reforestation with *Eucalyptus* spp. after forest harvesting. The study took place in 2008 and 2009 in areas of reforestation of *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden, in regenerating areas (previously occupied by *Eucalyptus saligna* Sm.) and areas of native forest located in the town of Telêmaco Borba, Paraná. Were recorded a total of 178 species belonging to 87 genera and 48 families. The native forest was the area that showed the highest diversity index, followed by the reforestation of *E. grandis* and then by the regeneration. There was greater species similarity between the native forest and the reforestation. Thus, it is suggested that regeneration found in earlier stages of succession than reforestation. Probably, the impacts of forest harvesting are responsible for this regeneration treatment situation.

Keywords: Reforestation. Diversity. Ecological succession. Impact.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Informações sobre as áreas de estudo, localizadas no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. Fonte: acervo Klabin. 26
- Tabela 2** – Número de espécies em comum e índices de similaridade de Jaccard e Sorensen (qualitativos) e Bray-Curtis (quantitativo) em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR. 35
- Tabela 3** – Coeficientes de correlação entre riqueza total (St), abundância total (Nt), abundância de indivíduos de espécies nativas (Nn) e abundância de indivíduos de espécies exóticas (Ne) e as variáveis ambientais compactação (Cp), serapilheira (Sera) e abertura de dossel (AD) em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR. 37
- Tabela 4** – Parâmetros químicos e granulométricos do solo em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR. Letras diferentes nas linhas indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($P \leq 0.05$). 38

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Localização do município de Telêmaco Borba, da fazenda Monte Alegre e do Parque Ecológico da Klabin. 27
- Figura 2** – Composição vegetal e áreas em estudo no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR. Fonte: acervo Klabin. 28
- Figura 3** – Esquema de alocação de parcelas em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR..... 30
- Figura 4** – Curvas de acúmulo de espécies (número de espécies x parcelas) produzidas a partir da riqueza observada (Sobs) e dos estimadores de riqueza ACE (Estimador baseado na abundância) e Jackknife 2 (Estimador baseado na incidência), em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis* (A), em áreas em regeneração (B) e em áreas de floresta nativa (C), no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR..... 32
- Figura 5** – Riqueza de famílias, gêneros e espécies amostrados em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR..... 33
- Figura 6** – Densidade de indivíduos de espécies nativas (altura ≥ 1 m) por hectare em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR. 34
- Figura 7** – Índices de diversidade, considerando ou não as espécies exóticas nos cálculos, em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR. A - Índices de diversidade de Shannon (H'); B - Índices de diversidade de Simpson (1-D)..... 34

Figura 8 – Porcentagem de espécies por hábito (A), por síndromes de dispersão (B) e por categorias sucessionais (C) amostradas em áreas de reflorestamentos de <i>Eucalyptus grandis</i> , em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR. Auto – autocoria, Anemo – anemocoria e Zoo – zoocoria.....	35
Figura 9 – Porcentagem de indivíduos por categorias sucessionais amostradas em áreas de reflorestamentos de <i>Eucalyptus grandis</i> , em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR.	36
Figura 10 – Medidas de compactação do solo tomadas em áreas de reflorestamentos de <i>Eucalyptus grandis</i> , em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR.....	37
Figura 11 – Representação, no primeiro plano fatorial, das variáveis acúmulo de serapilheira (Sera), abertura de dossel (AD (%)), carbono orgânico (C), capacidade de troca de cátions (*T), soma de bases (*S), compactação do solo (Cp), pH, riqueza total de espécies (S tot), abundância total de indivíduos (N tot), abundância de indivíduos de espécies nativas (N Nat), abundância de indivíduos de espécies exóticas (N exo) e das parcelas em áreas de reflorestamento de <i>Eucalyptus grandis</i> (EU), em áreas em regeneração (RG) e em áreas de Floresta Nativa (FN), no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR.	40

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	12
BIBLIOGRAFIA CONSULTADA	18
CAPÍTULO – REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA APÓS COLHEITA FLORESTAL DE <i>EUCALYPTUS SALIGNA</i> SM. NA REGIÃO CENTRO-LESTE DO PARANÁ, BRASIL	21
Introdução	22
Materiais e métodos	25
Resultados	32
Discussão	40
Conclusão	47
Referências	48
ANEXOS	53

INTRODUÇÃO GERAL

O modelo de utilização da terra no Brasil causou a substituição gradativa e contínua de áreas ocupadas com formações vegetacionais nativas por áreas destinadas ao assentamento humano, agricultura, pecuária e silvicultura.

Dos 851 milhões de hectares do território brasileiro a silvicultura ocupa cerca de 6,8 milhões de hectares (0,8% do território nacional) dos quais 6.310.450 ha em plantios de pinus e eucaliptos (0,74%) (ABRAF 2010). A grande maioria destes reflorestamentos comerciais encontra-se distribuídos entre os estados de Minas Gerais (1.440.000 ha), São Paulo (1.197.330 ha), Paraná (853.710 ha), Bahia (659.480 ha), Santa Catarina (650.990 ha) e Rio Grande do Sul (443.190 ha) (ABRAF 2010).

A silvicultura nacional viveu sua fase inicial até 1965. Nesse ano, as estimativas indicavam 400 mil hectares plantados com eucaliptos (BRACELPA 2007). A partir de 1966, o governo federal estabeleceu um forte programa de incentivos fiscais ao reflorestamento, visando estimular a produção voltada para fins industriais, o que permitiu rápida expansão florestal (BRACELPA 2007).

Esses incentivos fiscais tinham por objetivo estimular e incrementar o reflorestamento com espécies de alta produtividade para suprir a crescente demanda de carvão, madeira, papel e celulose para o país e excedentes para exportação, pois o preço da celulose era elevado no mercado internacional. Tal política, instituída durante o governo de Humberto Castelo Branco, teve fim em 1986/87 (Chagas 2002 apud BRACELPA 2007).

Hoje, as principais espécies utilizadas pela silvicultura em monoculturas florestais são as do gênero *Eucalyptus* L'Hér. e *Pinus* L. totalizando cerca de 93% (ABRAF 2010). Os 7% restantes são representados por outras espécies exóticas e nativas. As nativas: *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze (araucária), *Calophyllum brasiliense* Cambess. (guanandi), *Cedrela fissilis* Vellozo (cedro), *Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg. (seringueira), *Mimosa scabrella* Bentham (bracatinga), *Schizolobium amazonicum* Huber ex Duck (paricá), *Sclerolobium paniculatum* Vogel (taxi-branco), *Switenia macrophylla* King (mogno), *Tabebuia heptaphylla* (Vellozo) Toledo (ipê-roxo), entre outras (IPEF 2004, ABRAF 2010). As principais exóticas são: *Acacia mearnsii* De Wild (acácia-negra), *Acacia mangium* (acácia), *Elaeis guineensis* Jacq. (dendezeiro), *Grevillea robusta* A. Cunn. ex R. Br. (grevilha), *Tectona grandis* L. F. (teca), *Toona ciliata* M. Roem (cedro-australiano) e outras (IPEF 2004; ABRAF 2010).

Dentre as espécies de eucaliptos mais usualmente utilizadas no Brasil, entre as 700 catalogadas no mundo (Vital, 2007), destacam-se: *E. grandis* W. Hill ex Maiden, *E. saligna* Sm. e *E. urophylla* S. T. Blake (e seu híbrido, *E. urograndis*), sendo que a madeira dessas espécies destina-se principalmente à indústria de celulose e papel, chapas duras e para a produção de carvão.

O resultado do processo de substituição de vegetações naturais por áreas antropizadas gera uma paisagem fragmentada que pode resultar em redução drástica do tamanho das populações, devido às elevadas taxas de mortalidade, efeito de borda, competição com espécies exóticas e invasoras, alterações no processo de dispersão de sementes e recrutamento de plântulas (Tabarelli & Mantovani 1999). Nesse processo, a extinção de algumas espécies da flora e da fauna silvestre pode passar a ser uma realidade.

Frente a esta realidade, as exigências legais e o novo comportamento do mercado exigem de diversos setores da economia, inclusive o florestal, uma nova postura em relação ao meio ambiente. No setor florestal, esta postura tem se definido na reestruturação do uso e ocupação das áreas tomadas com florestas comerciais, promovendo a adequação ambiental de atividades produtivas. Nessa reorganização do espaço, áreas de preservação permanente e reserva legal (CONAMA 1965) que foram impropriamente ocupadas por atividades agrícolas ou florestais, contrariando a legislação vigente, devem ser restauradas de forma a promover a reocupação com florestas naturais (Carneiro 2002).

Nas áreas das empresas que plantam florestas de rápido crescimento voltadas ao abastecimento industrial é comum a existência de áreas de plantios comerciais que devem ser revertidos para áreas de vegetação natural, tanto para adequação à legislação vigente (incorporação às APPS ou Reservas Legais), quanto para aumento de área de fragmentos ou de conectividade da paisagem. Essas empresas são orientadas ao financiamento das atividades de manejo florestal, reflorestamentos para fins energéticos, recuperação de áreas degradadas, sistemas agroflorestais, promoção do mercado florestal, manutenção e recomposição de áreas de preservação permanente e reserva legal (ABRAF 2009).

A situação mais comum que tem ocorrido nesses casos é de que as empresas simplesmente deixam de cultivar certos talhões, cujas áreas são abandonadas à sucessão natural, e passam a ser incorporadas às suas áreas de reserva. Entretanto, dependendo das condições locais e do contexto da paisagem, nem sempre os processos naturais de regeneração são suficientes para garantir que a vegetação natural se desenvolva e se auto-sustente nessas áreas.

A regeneração em paisagens fragmentadas pode ser dificultada pela baixa capacidade de dispersão de algumas espécies a qual pode ser aliada a diminuição de determinados grupos de dispersores e polinizadores, assim como a incapacidade destes em atravessar clareiras (Benitez-Malvido 1998).

Na possibilidade da ocorrência de áreas a serem recuperadas inseridas em áreas fragmentadas, os reflorestamentos são tidos como uma forma de acelerar, ou possibilitar, a recuperação destes ambientes (Zimmerman et al. 2000). 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).

Os reflorestamentos comerciais com espécies exóticas, freqüentemente são mencionados como um problema ambiental, porém, sob outra perspectiva, podem ser considerados importantes para a conservação dos ecossistemas naturais. Neste contexto, avalia-se que entre os motivos preponderantes para a utilização das espécies exóticas, consta o amplo conhecimento autoecológico, silvicultural e de manejo destas espécies, além da grande demanda pelo suprimento de matéria prima de base florestal (Avila et al. 2007).

Segundo Vital (2007), os impactos relacionados aos reflorestamentos são: diminuição da diversidade da fauna e da flora, empobrecimento do solo, aumento da compactação do solo e impacto sobre os recursos hídricos. Todavia, nenhum destes é intrínseco à atividade silvicultural, ou seja, podem ou não estar presentes, pois segundo o mesmo autor o histórico da área deve ser considerado.

A utilização de florestas plantadas com espécies exóticas de rápido crescimento, como alternativa de restauração florestal, apresenta como vantagens a rusticidade dessas espécies, que podem crescer em solos pobres e degradados, controlando processos erosivos, e a possibilidade de utilização da madeira após a formação de sub-bosque por espécies nativas. Além disso, o sub-bosque dos reflorestamentos pode servir de fonte de propágulos e de mudas de espécies arbustivo-arbóreas para transplantes em outras áreas degradadas (Souza et al. 2007).

Os reflorestamentos de *Pinus* spp. e de *Eucalyptus* spp., em razão de serem manejados em ciclos de média a longa duração e receberem aplicação reduzida de pesticidas, principalmente herbicidas, favorecem a regeneração natural, sendo que a indução e a condução dessa regeneração podem ser utilizadas como ferramentas no processo de restauração florestal (Carneiro 2002). Sartori (2001) acredita que ciclos mais longos asseguram melhores condições de estabelecimento de espécies nativas no sub-bosque, o que

não é evidenciado por uso do solo em ciclos mais curtos e de manejo mais intenso. Em função disso, Keenan et al. (1997) acreditam que os reflorestamentos podem ser utilizados como estratégia de conservação da diversidade biológica.

Todavia, a diversidade das espécies nativas encontradas na regeneração de povoamentos florestais normalmente é menor que a encontrada na vegetação nativa próxima (Healey & Gara 2003; Saporetti Jr. et al. 2003; Neri et al. 2005), porém esses povoamentos também podem receber propágulos de fontes mais distantes (Chada et al. 2004).

O potencial de florestas econômicas monoespecíficas como possível facilitadora da regeneração natural tem sido comentado e demonstrado em diversos trabalhos (Aubert & Oliveira Filho 1994; Keenan et al. 1997; Lamb et al. 1997; Sartori 2001; Zimmerman et al. 2000; Carneiro 2002; Avila et al. 2007; Souza et al. 2007, entre outros).

A regeneração de espécies arbóreas nativas nas plantações florestais está condicionada a chuva de diásporos advindos de vegetações autóctones vizinhas aos plantios, ao banco de sementes presentes no solo ou da brotação de órgãos subterrâneos gemíferos (Aubert & Oliveira Filho 1994; Sartori et al. 2002) e da capacidade desses diásporos ou brotos se estabelecerem e se desenvolverem nas condições ambientais do sítio.

A disponibilidade de propágulos dependerá da distância e da qualidade da fonte e dos agentes dispersores. Em área de restauração florestal no município de Trombetas (PA), Parrotta et al. (1997) concluíram que quanto maior a distância da floresta primária menor foi a abundância e a diversidade de espécies.

As características edáficas também podem influenciar a composição e a estrutura florística da regeneração de espécies nativas em áreas reflorestadas (Sartori et al. 2002). Nappo et al. (2000) em estudo da regeneração natural em plantio de *Mimosa scabrella* implantado para reabilitação de uma área minerada estimaram um índice de diversidade de Shannon (H') de 2,85. Entretanto, Gisler (1995), em estudo de regeneração natural em áreas mineradas de Bauxita, em condições muito semelhantes às do estudo anteriormente apresentado obteve H' de 3,434 e 4,143. Ambos os estudos foram parcialmente justificados em função das variáveis edáficas.

Estudada inicialmente em consequência da sua influência no manejo de pragas florestais (Almeida 1982), a regeneração de espécies nativas em povoamentos comerciais homogêneos tem sido alvo de diversos trabalhos.

Estes estudos mostram que existe grande variação na composição florística do sub-bosque de plantios comerciais. Esta heterogeneidade florística, além da diferença geográfica das áreas de estudo, é resultado de uma série de fatores, com destaque para a

heterogeneidade do ambiente; o histórico de ocupação da área; o tamanho da área, a idade do plantio e a espécie utilizada; as práticas silviculturais adotadas; as características da paisagem regional, como tipos de unidades vegetacionais do entorno, fragmentação, proximidade de formações naturais; e as diferenças metodológicas, como o limite de inclusão de indivíduos, por exemplo.

Para o levantamento florístico do sub-bosque de reflorestamento de *Eucalyptus grandis* em Itatinga (SP) plantados em áreas de domínio da floresta estacional semidecidual, foram amostrados 104 espécies de 38 famílias (Caneiro 2002), enquanto para Ingaí (MG) o levantamento florístico no mesmo tipo vegetacional nativo, Botrel et al. 2002 encontraram 140 espécies, 90 gêneros e 41 famílias. Ainda Souza et al. (2007) observaram no município de Viçosa (MG) 50 espécies distribuídas em 22 famílias e 38 gêneros. Considerando as síndromes de dispersão, 74% (37) das espécies amostradas eram zoocóricas, indicando que a proximidade de fontes de propágulos é fator primordial para a regeneração no sub-bosque de florestas plantadas (Souza et al. 2007).

O levantamento florístico de um reflorestamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii*) situado no município de Cristal (RS), apresentou 49 espécies, 23 famílias e 40 gêneros (Mochiutti et al. 2007). Das espécies amostradas, 84% possuíam dispersão zoocórica, 12% anemocórica e 4% autocórica. A predominância da dispersão zoocórica contribuiu para a alta diversidade da regeneração natural observada neste estudo. No caso de aves, os indivíduos dos plantios comerciais podem funcionar como poleiros (Mochiutti et al. 2007), intensificando a dispersão de diásporos nestas áreas. Em regiões tropicais, a disseminação de sementes por animais é a forma predominante de dispersão de propágulos, tendo essa síndrome um papel fundamental na diversidade florestal de áreas recolonizadas (Wunderle Jr. 1997).

Prado (2008) comparou a riqueza de aves frugívoras em três tipos florestais na Floresta Nacional de Irati, no Sul do estado do Paraná: floresta ombrófila mista, reflorestamento de *Araucaria angustifolia* e reflorestamento de *Pinus elliottii* Engelm. O autor observou 58 espécies na floresta ombrófila mista, 49 no reflorestamento de araucária e 46 no reflorestamento de pinus. Foram registradas 66 espécies no total, das quais 33 comuns aos três tipos florestais. Segundo os autores, o alto número de espécies nos reflorestamentos ocorre em função da inserção destes na Floresta Nacional de Irati.

Hoje, em face da degradação ambiental observada, com riscos de extinção de várias espécies vegetais e da fauna silvestre e impactos sobre a integridade dos recursos edáficos e hídricos, torna-se necessário a reconstituição e a proteção dos ecossistemas

florestais. Neste contexto, o estudo da regeneração natural das espécies nativas em situações de coexistência com os plantios silviculturais já estabelecidos, assume importância em razão da ampla ocorrência dessas condições no território brasileiro.

Em meio às pressões e polêmicas a respeito da existência de povoamentos florestais com espécies exóticas nos estados brasileiros, faz-se necessário o desenvolvimento de estudos que possibilitem responder, baseado em dados científicos, às dúvidas e questionamentos como, por exemplo, a possibilidade da manutenção da diversidade biológica.

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

- ABRAF - Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. 2009. Anuário estatístico da ABRAF 2009, ano base 2008. URL <http://www.abraflor.org.br/estatisticas/ABRAF09-BR.pdf> [acessado em 02 de janeiro de 2010]
- ABRAF - Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. 2010. Anuário estatístico da ABRAF 2010, ano base 2009. URL <http://www.abraflor.org.br/estatisticas/ABRAF10-BR.pdf> [acessado em 02 de janeiro de 2010]
- Almeida, A. F. 1982. A avifauna e o sub-boque como fatores auxiliares no controle biológico das saúvas em florestas implantadas. *Revista Silvicultura* **8**:145-50.
- Aubert, E., e A. T. Oliveira Filho. 1994. Análise multivariada da estrutura fitossociológica do sub-bosque de plantios experimentais de *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp. em Lavras (MG). *Revista Árvore* **18**:194-214.
- Avila, A. L., M. M. Araujo, C. M. Almeida, D. B. Lipert, e R. Longhi. 2007. Regeneração natural em um sub-bosque de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh Santa Maria, RS. *Revista Brasileira de Biociências* **5**:696-698.
- Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* **12**:380–389.
- Botrel R. T., A. T. Oliveira Filho, L. A. Rodrigues, e N. Curi. 2002. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. *Revista Brasileira de Botânica* **25**:195-213.
- BRACELPA - Associação Brasileira de Celulose e Papel. 2007. Florestas Plantadas de Eucalipto e Pinus: URL <http://www.bracelpa.org.br/bra/saibamais/florestas/index.html> [acessado em 02 de janeiro de 2010]
- Carneiro, P. H. M. 2002. Caracterização florística, estrutural e da dinâmica da regeneração de espécies nativas em um povoamento comercial de *Eucalyptus grandis* em Itatinga, SP. Dissertação. Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Chada, S. S., E. F. C. Campello, e S. M. Faria. 2004. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. *Revista Árvore* **28**:801-809.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1965. Código Florestal, lei nº 4771/65. URL <http://www.lei.adv.br/4771-65.htm> [acessado em 5 de janeiro de 2010]
- Gisler, C. V. T. 1995. O uso da serapilheira na recomposição vegetal em áreas mineradas de bauxita, Poços de Caldas, MG. Dissertação. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Healey, S. P., e R. I. Gara. 2003. The effect of a teak (*Tectona grandis*) plantation on the establishment of native species in an abandoned pasture in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* **176**:497-507.

- IPEF – Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. 2004. URL <http://www.ipef.br/> [acessado em 17 de janeiro 2010]
- 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. Parrotta, 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, editors. *Tropical Forest remnants*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Mochiutti, S., A. R. Higa, e A. A. Simon. 2007. Susceptibilidade de ambientes campestres a invasão de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) no Rio Grande do Sul. *Revista Floresta* **37**:239-253.
- Nappo, M. E., M. A. L. Fontes, e A. T. de Oliveira-Filho. 2000. Regeneração natural em sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth., implantados em áreas mineradas, em Poços de Caldas – MG. *Revista Árvore* **24**(3):297-307.
- Neri, A. V., E. P. Campos, T. G. Duarte, J. A. A. Meira Neto, A. F. Silva, e G. E. Valente. 2005. Regeneração de espécies nativas lenhosas sob plantio de *Eucalyptus* em área de cerrado na Floresta Nacional de Paraopeba, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **19**:369-376.
- Parrotta, J. A., O. H. Knowles, e J. M. Wunderle Jr. 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management* **99**: 21-42.
- Prado, V. M. 2008. Composição, riqueza e abundância de aves que se alimentam de frutos em mosaico de floresta natural e reflorestamento no sul do Brasil. Dissertação. Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- Saporetti Jr. A. W., J. A. A. Meira Neto, e R. Almado. 2003. Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no município de Bom Despacho-MG. *Revista Árvore* **27**:905-910.
- Sartori, M. S. 2001. Variação da regeneração natural da vegetação arbórea no sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. manejado por talhadia, localizado no município de Itatinga, SP. Dissertação. Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.
- Sartori, M. S., F. Poggiani, e V. L. Engel. 2002. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. localizado no estado de São Paulo. *Scientia Forestalis* **62**:86-103.
- Souza P. B., S. V. Martins, S. R. Costalonga, e G. O. Costa. 2007. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea do sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden em Viçosa, MG, Brasil. *Revista Árvore* **31**:533-543.
- Tabarelli, M., e Mantovani, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta Atlântica Montana. *Revista Brasileira de Biologia* **39**:251-261.

- Vital, M. H. F. 2007. Impacto ambiental de florestas de eucalipto. *Revista do BNDES* **14**:235-276.
- 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 abandoned pastures in Puerto Rico. *Restoration Ecology* **8**:350-366.

**CAPÍTULO – REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA APÓS COLHEITA
FLORESTAL DE *EUCALYPTUS SALIGNA* SM. NA REGIÃO CENTRO-LESTE DO
PARANÁ, BRASIL**

Paulo Souza Medri; Edmilson Bianchini

Artigo a ser submetido à revista Restoration Ecology

REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA APÓS COLHEITA FLORESTAL DE *EUCALYPTUS SALIGNA* SM. NA REGIÃO CENTRO-LESTE DO PARANÁ, BRASIL

Paulo Souza Medri¹ e Edmilson Bianchini²

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 nativas consideráveis. Assim, surge a preocupação sobre o que acontece com a vegetação regenerante do sub-bosque de reflorestamentos com *Eucalyptus* spp. após colheita. O estudo foi realizado em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden, em áreas em regeneração (anteriormente ocupada por *Eucalyptus saligna* Sm.) e em áreas de floresta nativa localizados no município de Telêmaco Borba, Paraná. Instalaram-se três réplicas, em cada tipo vegetacional, contendo cada uma 10 parcelas de 10m x 10m. Foram realizados o levantamento florístico e de fatores abióticos a fim de caracterizar o ambiente. Foram registradas no total 178 espécies pertencentes a 87 gêneros e 48 famílias. A floresta nativa foi a área que apresentou maior índice de diversidade, seguida pelo reflorestamento de *E. grandis* e então pela regeneração. Observou-se maior similaridade de espécies entre a floresta nativa e o reflorestamento. Assim, sugere-se que a regeneração encontra-se em estágios mais iniciais de sucessão do que o reflorestamento. Provavelmente, os impactos causados pela colheita florestal sejam responsáveis pela presente situação do tratamento regeneração.

Palavras-chave: Reflorestamentos. Diversidade florística. Sucessão ecológica. Impacto.

Introdução

A degradação de ecossistemas, de um modo geral, é um processo ligado à ocupação das áreas naturais pelo homem. Ao promover o desmatamento, para a ampliação de áreas agrícolas ou para outras atividades, o homem fragmenta as florestas e reduz a biodiversidade dos ecossistemas (Barbosa 2000).

No estado do Paraná, esta ocupação, resultou na redução de sua área florestal de cerca de 85% (Maack 1981) para apenas cerca de 5%, estando, em geral, representados por são fragmentos pequenos e isolados (Medri et al. 2002). Dessa maneira,

¹ Mestrando em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Londrina.

² Docente da Universidade Estadual de Londrina e autor para correspondência: bianchi@uel.br

tanto a floresta ombrófila mista quanto a floresta estacional semidecidual do Estado sofreram ação antrópica (Medri et al. 2002).

Em paisagens fragmentadas, como a do Estado do Paraná, os reflorestamentos são tidos como uma forma de acelerar, ou possibilitar, a recuperação de ambientes florestais degradados (Zimmerman et al. 2000). 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).

Sartori (2001) salienta que cultivos com ciclos mais longos asseguram melhores condições de estabelecimento de espécies nativas no sub-bosque. Os reflorestamentos de *Pinus* e de *Eucalyptus*, em razão de serem manejados em ciclos de média a longa duração, que variam de 6 a 28 anos, podem ser utilizados como estratégia de conservação da diversidade biológica (Keenan et al. 1997). A regeneração no sub-bosque destes reflorestamentos contribui para a manutenção do patrimônio genético vegetal e propicia melhores condições para a sobrevivência da fauna silvestre, assegurando melhores condições de abrigo e alimentação (Sartori 2001). Além disso, a caracterização da vegetação natural que cresce nesses povoamentos pode ser considerada como referência para a implantação de povoamentos com espécies florestais nativas, visando à recuperação de áreas degradadas, a manutenção do controle biológico e à conservação do solo (Sartori 2001).

Desta maneira, o uso de monoculturas florestais para o restabelecimento da riqueza de espécies em áreas degradadas se torna uma alternativa para a ecologia da restauração (Barbosa et al. 2009) e ganha grande importância devido à elevada ocupação da silvicultura no estado do Paraná (Sartori 2001).

Todavia perturbações nos reflorestamentos podem ter efeitos substanciais sobre a composição da comunidade do sub-bosque, promovendo/favorecendo o crescimento das espécies adaptadas à alta disponibilidade de luz, expondo os minerais do solo e reduzindo a riqueza e abundância de espécies adaptadas as condições anteriormente vigentes (Harvey et al. 1995; Peltzer et al. 2000).

Os danos causados a regeneração do sub-bosque estão relacionados direta e indiretamente com a colheita florestal. Esta que, nos dias de hoje utiliza grandes máquinas, geralmente envolve práticas que podem provocar grandes modificações no meio ambiente em termos de impactos sobre o solo, cursos d'água e vegetação nativa regenerante (Lima & Leite 2002).

Os solos devem possuir suficiente espaço poroso para o movimento de água e gases e resistência favorável à penetração das raízes. Caso contrário este pode impor limitações ao crescimento das plantas por afetar a absorção de nutrientes, água e oxigênio e impedir o crescimento das raízes (Poggiani et al. 1983; Lima & Leite 2002). Neste contexto, a compactação causada pela movimentação das máquinas concorre para dificultar e retardar o tempo de sucessão secundária em áreas em recuperação florestal.

O empobrecimento do solo de áreas com reflorestamento de *Eucalyptus* pode estar ligado à exportação de nutrientes, que estão armazenados nas partes vegetais. Assim os troncos e os restos vegetais (raiz, galhos e folhas) se removidos são em parte responsáveis pelo empobrecimento.

A lixiviação e a percolação da água no solo também podem ser responsáveis pelo empobrecimento do solo. A lixiviação pode ser potencializada se o solo apresentar alta compactação e se o mesmo estiver nu. Portanto, a prática de não remoção dos restos vegetais colabora para a não ocorrência de arraste de nutrientes (Seixas & Magro 1998; Freitas et al. 2007; Vital 2007).

Novas abordagens para a silvicultura enfatizam, após a colheita, a regeneração das espécies arbóreas economicamente valiosas e as reações da comunidade de plantas florestais como um todo (Kembel et al. 2008). A regeneração do sub-bosque é fundamental para a preservação da biodiversidade e dos ecossistemas naturais e qualquer tentativa de se promover regeneração natural sustentável pós-colheita deve considerar o re-estabelecimento e a regeneração do sub-bosque (Berkowitz et al. 1995).

Dentro desse contexto, a necessidade de se conhecer a dinâmica da vegetação natural em condições de perturbação é ponto primordial para as decisões práticas que têm por objetivo a restauração dos ecossistemas florestais. Sabe-se que esta dinâmica é condicionada por diferentes fatores e processos, dentre os quais se destacam as características fenológicas das espécies, as condições microclimáticas e edáficas e as fontes de propágulos (Sartori, 2001).

Assim, o presente estudo objetiva analisar os efeitos da retirada de espécies do gênero *Eucalyptus* sobre a vegetação do sub-bosque. Estes dados permitirão testar a seguinte hipótese: Apesar do impacto promovido pela remoção de reflorestamentos comerciais com espécies do gênero de *Eucalyptus*, haverá recuperação da riqueza de espécies e da estrutura da vegetação. A espécie exótica *E. saligna* pode ser utilizada como alternativa de conservação da diversidade biológica.

Materiais e métodos

Área de estudo

As áreas em estudo estão localizadas no sul do Brasil, na região centro-leste do estado do Paraná, município de Telêmaco Borba (Figura 1). Os sítios estão inseridos dentro da área denominada Parque Ecológico da Klabin, na Fazenda Monte Alegre (24° 19' 39"S e 50° 34' 49" W) (Figura 1), de propriedade da Empresa de Papel e Celulose Klabin S.A..

A fazenda Monte Alegre apresenta uma área total de 126.737 ha, dos quais 52.000 ha são de florestas nativas, englobando Áreas de Preservação Permanente, Reserva Legal e Reserva Particular do Patrimônio Natural. Na paisagem local observam-se três diferentes tipos de formações vegetacionais naturais: a floresta estacional semidecidual, a floresta ombrófila mista e pequenas manchas de campos. Essa paisagem é formada por um mosaico desses tipos florestais juntamente com reflorestamentos de *Pinus* spp., *Eucalyptus* spp. e *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze (Azevedo et al. 2008) (Figura 2). O Parque Ecológico da Klabin, o qual está inserido na fazenda, possui uma área de 11.196 ha, sendo 7.883 ha de vegetação nativa (Azevedo et al. 2008).

A região é caracterizada pelo tipo climático de transição entre Cfa/Cfb de Köppen, ou seja, 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).

O estudo foi realizado em área de reflorestamento de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden, área em regeneração e em floresta nativa, sendo cada um destes ambientes considerado um tratamento. O reflorestamento de *E. grandis* foi plantado em 1970 e sofreu a última intervenção em 1979 (Tabela 1). A área em regeneração, que foi um reflorestamento de *Eucalyptus saligna* Sm., apresenta-se em sucessão natural a cerca de 36 anos e, neste tempo, houve intervenção antrópica durante o processo de contenção de rebrota das cepas de eucalipto (Tabela 1). A floresta nativa caracteriza-se como floresta ombrófila mista com influência da floresta estacional semidecidual, assim sendo a região é considerada como um ecótono entre esses dois tipos vegetacionais e segundo os registros locais, nunca sofreu ação antrópica (Tabela 1).

Tabela 1 – Informações sobre as áreas de estudo, localizadas no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR.

Tratamento	Talhões	Área (ha)	Plantio	Corte total (raso)	Última intervenção	Tipo da intervenção
Eucalipto	158A,B	26,5	1970	-	1977	3° Desbaste
	158C,D	33,8	1970	-	1979	3° Desbaste
	159	36,8	1970	-	1977	3° Desbaste
Regeneração	12A	20,5	1952	1972	2006	Corte de cepas
	12A	20,5	1952	1972	2006	Corte de cepas
	15A	20,6	1953	1973	2006	Corte de cepas
MN	MV		-	-	-	-
	M2	7883	-	-	-	-
	M3. M4		-	-	-	-

Fonte: acervo Klabin.

Coleta de dados

As amostragens ocorreram nos anos de 2008 e 2009 e foram realizadas após a implantação de 10 parcelas de 100 m² (10 m x 10 m) por talhão, três talhões (blocos) para cada tratamento, totalizando 30 parcelas por tratamento e 90 parcelas no total, resultando em área amostral de 9.000 m² (0,9 ha). As parcelas foram alocadas contiguamente em um ou dois grupos (quando o talhão era dividido ao meio por alguma estrada de acesso) dentro de cada talhão, distantes no mínimo 30 m da borda (Figura 3).

Em cada parcela, todos os indivíduos lenhosos com diâmetro a altura do peito (DAP - 1,30 m do solo) igual ou maior que 2,5 cm foram amostrados, identificados e suas alturas e diâmetros anotados.

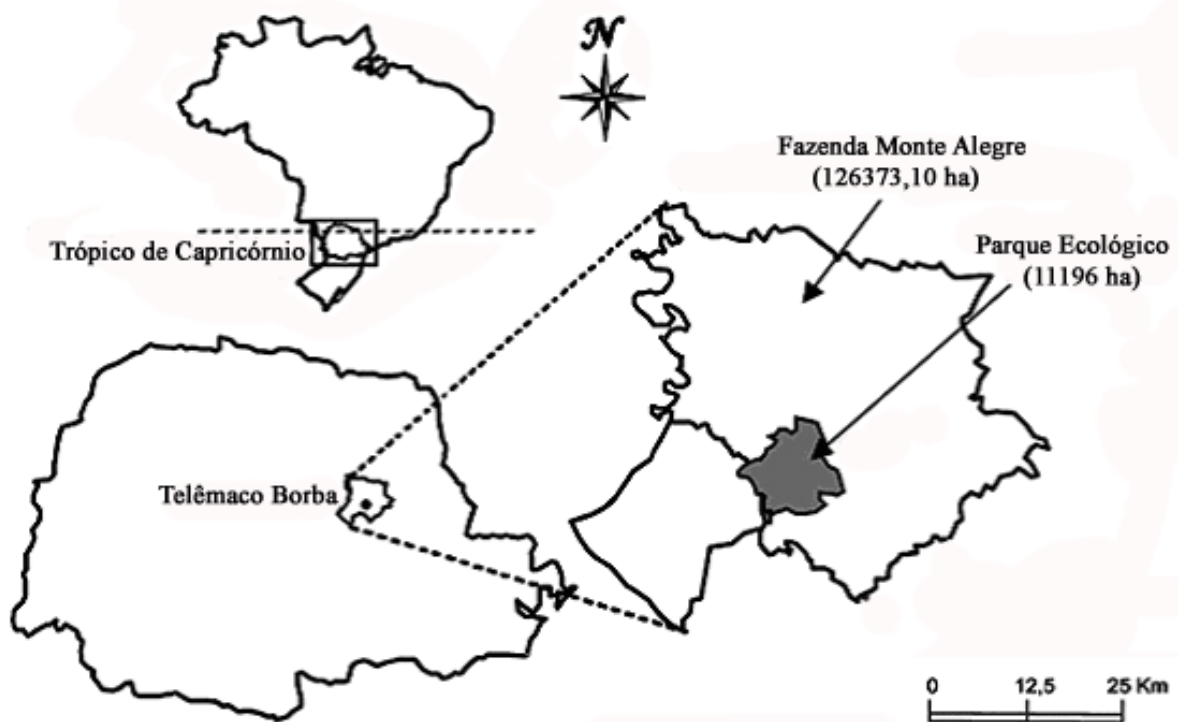


Figura 1 – Localização do município de Telêmaco Borba, da fazenda Monte Alegre e do Parque Ecológico da Klabin.

Cada parcela foi subdividida em quatro subparcelas (5 m x 5 m) e a subparcela mais distante da trilha de acesso e à esquerda foi selecionada e nela foram amostrados todos os indivíduos lenhosos com altura total igual ou superior a 1,0 m e DAP inferior a 2,5 cm. Estes indivíduos foram identificados e suas alturas estimadas.

A abundância e a riqueza da sub-parcela foi extrapolada para toda área da parcela, assim pode ser feita a integração entre as abundâncias e entre as riquezas encontradas da sub-parcela e da parcela inteira.

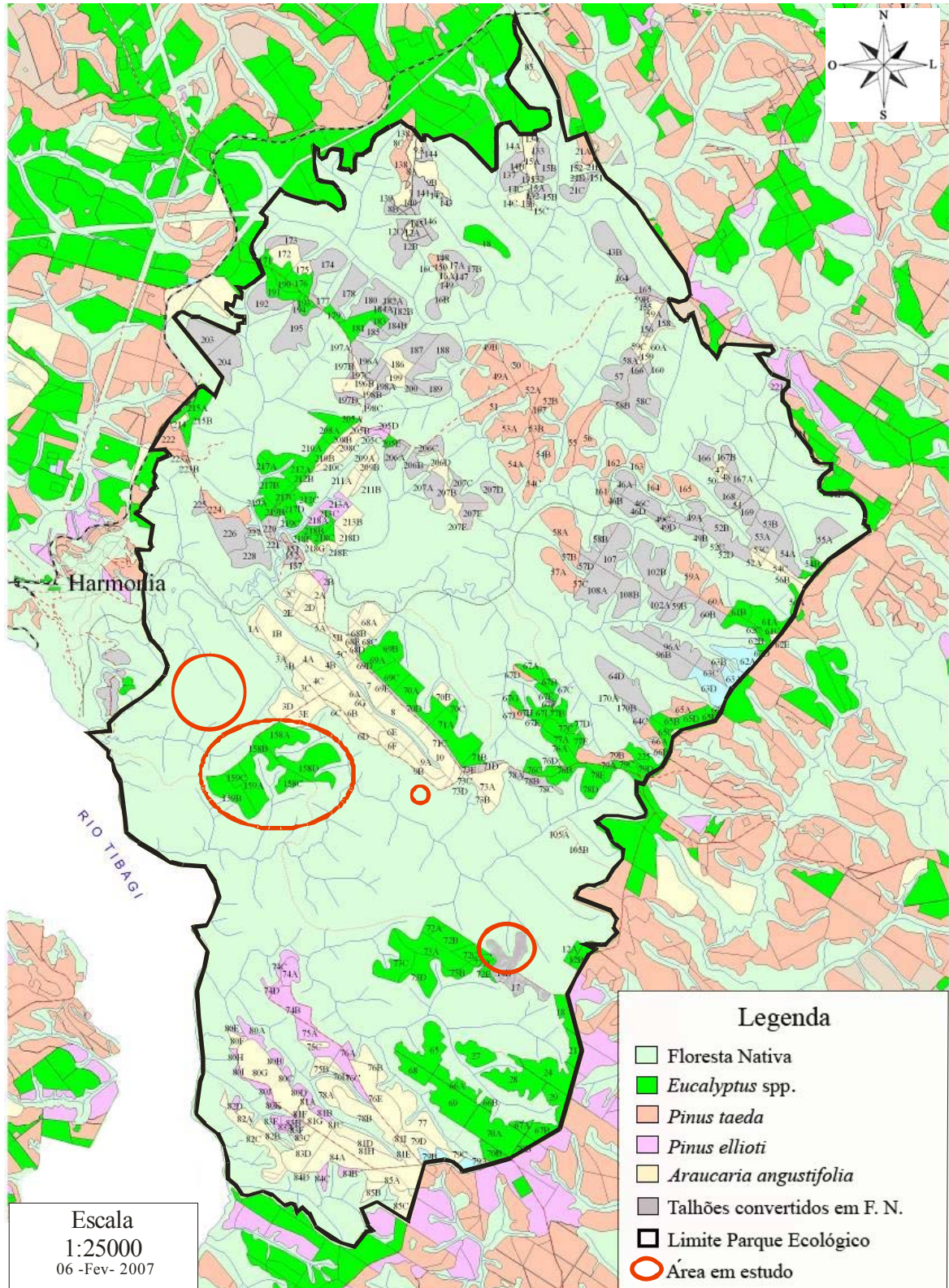


Figura 2 - Composição vegetacional e áreas em estudo no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR. Fonte: acervo Klabin.

Os indivíduos amostrados foram identificados em campo ou coletados e herborizados para posterior identificação. A identificação do material botânico, segundo o

sistema APG II (2003), foi feita com o auxílio de literatura especializada e consulta ao herbário da Universidade Estadual de Londrina (FUEL) e do Museu Botânico Municipal de Curitiba (MBM). A nomenclatura botânica está de acordo com o Missouri Botanical Garden (www.tropicos.org).

As espécies amostradas foram separadas por síndrome de dispersão (autocóricas, anemocóricas e zoocóricas), hábito de vida (liana, arbusto e arbóreo) e categoria sucessional (pioneiras e não pioneiras). A classificação por categoria sucessional foi feita com base em literatura relacionada (Gandolfi et al. 1995; Vaccaro 1997; Lopes et al. 2008), e a partir de consultas a pesquisadores.

A fim de caracterizar cada área de estudo, foram levantados dados de abertura do dossel, de serapilheira e de solo.

A porcentagem de abertura de dossel foi feita a partir de fotografias hemisféricas (com lente de distância focal de 8 mm ou “olho de peixe”) tiradas a 1 m acima do nível do solo, no centro de cada parcela e analisadas com o programa Gap Light Analyzer - GLA v.2.0 (Frazer et al. 1999).

A coleta de serapilheira ocorreu no centro de cada parcela, com o auxílio de um gabarito de madeira de 0,5 x 0,5 m (0,25 m²). O material coletado foi armazenado em sacos de papel, secos em estufa a 80°C e pesados em balança semi-analítica. Os valores de massa de serapilheira, obtidos em g.m⁻², de cada parcela, foram extrapolados para Mg.ha⁻¹.

A compactação do solo, em cada subparcela, foi estimada por meio da medida da força, em MPa, necessária à penetração de uma ponta de prova, com um penetrômetro portátil de solo (Soil Survey Division Staff 1993).

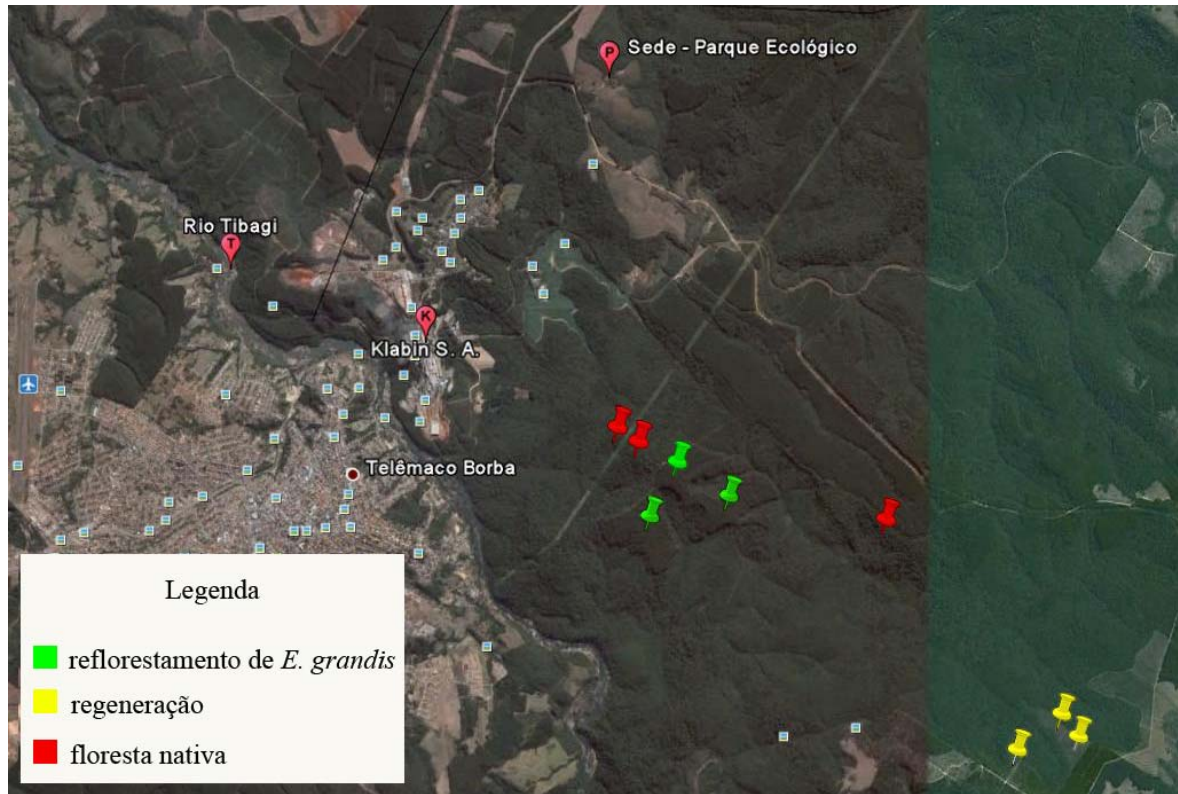


Figura 3 – Esquema de alocação de parcelas em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR.

Para a caracterização físico-química do solo foram coletadas três amostras da camada superficial (0 – 5 cm) em cada parcela. A coleta, após a retirada da serapilheira, foi realizada com o auxílio de um coletor metálico de 15 cm de diâmetro por 5 cm de altura. Essas amostras foram homogêneas para compor uma amostra por parcela e enviadas para análise no Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR). Para a análise química de rotina (P, C, pH, Al, H + Al, Ca, Mg, K, *S [soma de bases], *T [Capacidade de troca de cátions], *V [Saturação por bases] e *Al [Saturação por alumínio]) foi utilizado uma amostra composta por parcela. Para a análise física (argila, silte e areia) utilizou-se de uma amostra composta homogênea (10 parcelas) por talhão.

Análise de dados

O número de espécies por parcela foi usado para a construção de curvas de acúmulo de espécies a fim de verificar se a área de amostragem foi adequada. 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). Para tanto utilizou-se o programa EstimateS 8.2.0 (Colwell 2005).

A diversidade de espécies dos tratamentos foi estimada através do Índice de Diversidade de Shannon (H') e posteriormente comparada entre os tratamentos através do teste T, com nível de significância de 5%. Aplicou-se também o índice de diversidade de Simpson (1-D), que varia entre 0 e 1, quanto maior o valor, maior a diversidade da amostra. Este índice indica a probabilidade de dois indivíduos, retirados ao acaso da comunidade, pertencerem a espécies diferentes (Melo 2008). A grande diferença entre os dois índices de diversidade empregados é que o índice de diversidade de Shannon dá maior ênfase ao número de espécies do que o índice de diversidade de Simpson. Portanto, o peso de uma espécie rara é maior para o primeiro do que para o segundo (Melo 2008). Os índices de diversidade foram calculados através do programa Past 1.99.

A proporção de espécies em comum foi comparada com a aplicação dos índices qualitativos de similaridade de Jaccard e Sorensen (que consideram presença e ausência de espécies) e o índice quantitativo de similaridade de Bray-Curtis (baseados na abundância de indivíduos de cada espécie), calculados usando o programa EstimateS 8.2.0 (Colwell 2005). Estes índices possuem valor 1 quando há completa similaridade entre as amostras e valor 0 quando os locais comparados são completamente diferentes.

Tabelas de contingência foram usadas para comparar as proporções de formas de vida, síndromes de dispersão e categorias sucessionais entre os tratamentos.

Através do coeficiente de correlação de Pearson pode-se calcular a relação entre as variáveis bióticas (riqueza de espécies, abundância total, abundância de indivíduos de espécies nativas e abundância de indivíduos de espécies exóticas) e as variáveis abióticas (abertura de dossel, acúmulo de serapilheira e compactação do solo) para cada tratamento. Utilizou-se o programa Statistica 6.0 (Statsoft Inc. 2001). Todos os testes foram considerados significativos a $p \leq 0,05$.

Realizou-se análise dos componentes principais (ACP) com alguns fatores abióticos (Carbono orgânico, pH, soma das bases, capacidade de troca de cátions, compactação do solo, acúmulo de serapilheira e abertura de dossel) e algumas variáveis bióticas (riqueza de espécies, abundância total, abundância de indivíduos de espécies nativas e abundância de indivíduos de espécies exóticas). A ACP foi realizada no programa Spad 3.5. Tal análise possui caráter exploratório o que permitiu avaliar a relação entre os fatores bióticos e abióticos e a semelhança entre as parcelas, além do estabelecimento dos grupos de

parcelas, observável através do agrupamento das parcelas homogêneas (Fonseca & Fonseca 2004).

As parcelas são representadas por pontos no espaço formados pelos eixos fatoriais. A proximidade entre dois pontos significa a semelhança dos valores das variáveis dessas parcelas. As variáveis são expressas por vetores que podem ser visualizados no espaço de representação dos indivíduos (Fonseca & Fonseca 2004).

A qualidade de representação de uma variável é dada pela proximidade do extremo desta ao círculo, e a correlação entre duas variáveis é representada pelo ângulo que os vetores correspondentes formam (Fonseca & Fonseca 2004).

Resultados

As curvas de acúmulo de espécies (Figura 4) apresentaram tendência à assíntota, 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 Jackknife 2, apresentando riqueza superior para a floresta nativa, reflorestamento de *E. grandis* e regeneração, respectivamente.

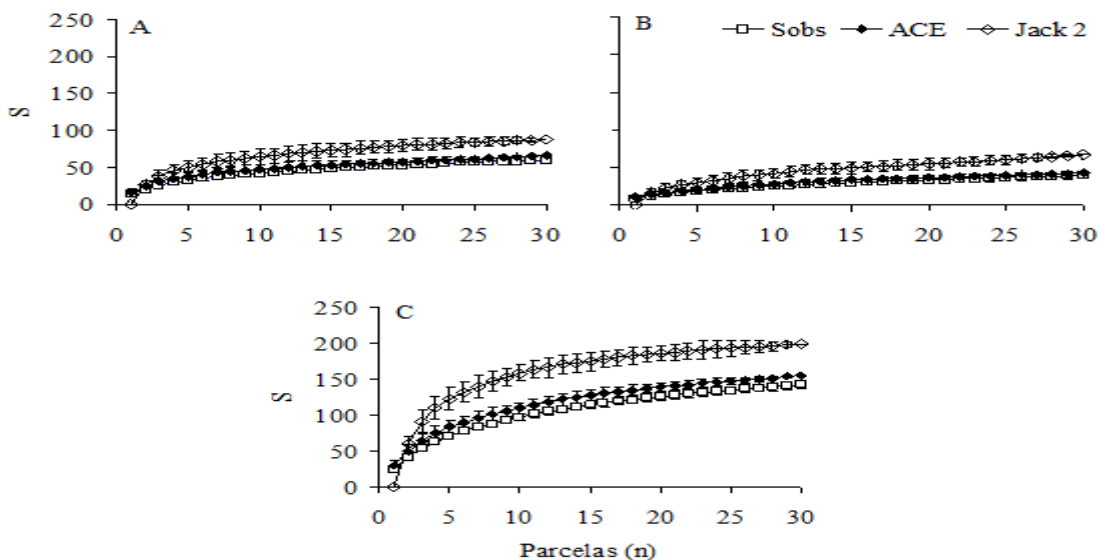


Figura 4 – Curvas de acúmulo de espécies (número de espécies x parcelas) produzidas a partir da riqueza observada (Sobs) e dos estimadores de riqueza ACE (Estimador baseado na abundância) e Jackknife 2 (Estimador baseado na incidência), em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis* (A), em áreas em regeneração (B) e em áreas de floresta nativa (C), no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR.

No total de 9000 m² amostrados, foram registradas 178 espécies pertencentes a 87 gêneros e 51 famílias, sendo que 165 foram identificadas até o nível específico, cinco até família, uma até gênero e sete não foram identificadas (ver ANEXO A). A floresta nativa apresentou maior riqueza (147), seguida do reflorestamento de eucalipto (69) e da área em regeneração (47) (Figura 5).

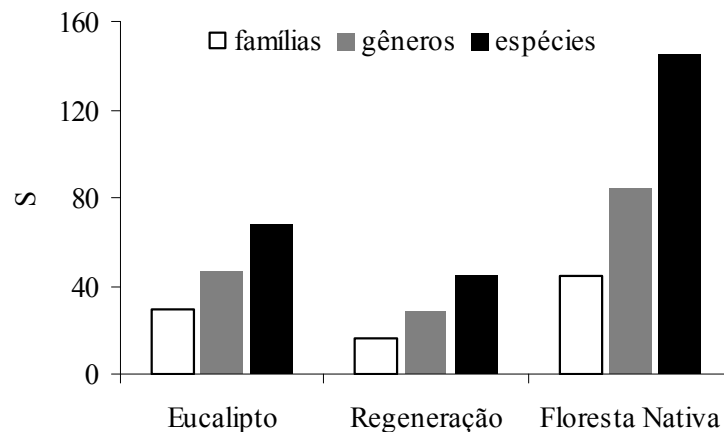


Figura 5 – Riqueza de famílias, gêneros e espécies amostrados em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR.

A densidade amostrada foi maior na floresta nativa, seguido do reflorestamento de eucalipto e da área em regeneração (Figura 6). Somente o reflorestamento e a regeneração apresentaram indivíduos de espécies exóticas. No reflorestamento foram amostrados apenas os indivíduos exóticos da espécie plantada (*E. grandis*), enquanto que, na área em regeneração, foram amostrados indivíduos de *E. saligna* e um indivíduo de *Pinus taeda* L.

Os índices de diversidade de Shannon apresentaram diferenças significativas ($p \leq 0,05$) entre as áreas de estudo (Figura 7A), sendo que as três áreas apresentaram índice de Simpson elevados (Figura 7B). A floresta nativa apresentou os maiores índices de diversidade e a área em regeneração, os menores. Podemos salientar que as espécies exóticas pouco afetam a diversidade (Figura 7A, B).

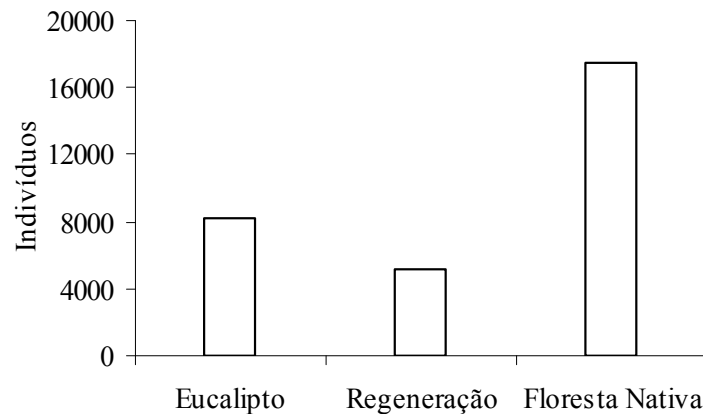


Figura 6 – Densidade de indivíduos de espécies nativas (altura ≥ 1 m) por hectare em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR.

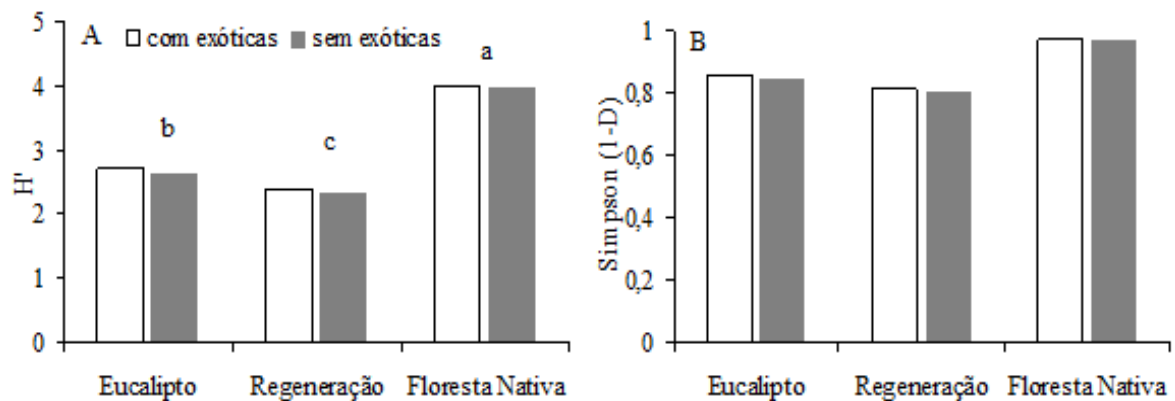


Figura 7 – Índices de diversidade, considerando ou não as espécies exóticas nos cálculos, em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR. A - Índices de diversidade de Shannon (H'); B - Índices de diversidade de Simpson (1-D).

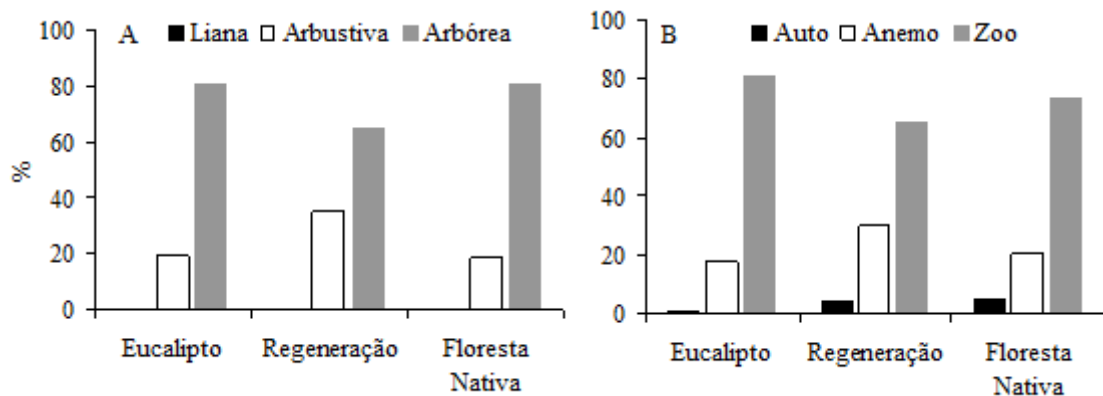
As áreas apresentaram baixa similaridade, de acordo com todos os índices considerados (Tabela 2). As áreas de reflorestamento e a Floresta Nativa apresentaram os maiores valores de similaridade, enquanto que as áreas em regeneração e a Floresta Nativa apresentaram os menores (Tabela 2).

Tabela 2 – Número de espécies em comum e índices de similaridade de Jaccard e Sorensen (qualitativos) e Bray-Curtis (quantitativo) em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR.

1ª amostra	2ª amostra	Spp. em comum	Jaccard	Sorensen	Bray-Curtis
Eucalipto	Regeneração	20	0.208	0.345	0.108
Eucalipto	Floresta Nativa	41	0.237	0.383	0.155
Regeneração	Floresta Nativa	18	0.103	0.188	0.068

Em todos os tratamentos, as espécies com hábito arbóreo foram as mais abundantes, seguidos por arbustos e lianas. Observou-se maior proporção de espécies arbustivas/arbóreas na área em regeneração do que nas outras áreas (Figura 8A). Quanto à dispersão, em todos os tratamentos, a maioria das espécies apresentou síndrome de dispersão zoocórica, seguida das anemocóricas e das autocóricas. A área em regeneração apresentou maior proporção de espécies anemocóricas/zoocóricas do que as demais áreas (Figura 8B).

Espécies não-pioneiras foram amostradas em maior porcentagem em todas as áreas estudadas (Figura 8C). Todavia, a porcentagem de indivíduos de espécies não pioneiras aumentou no sentido reflorestamento, regeneração e floresta nativa (Figura 9).



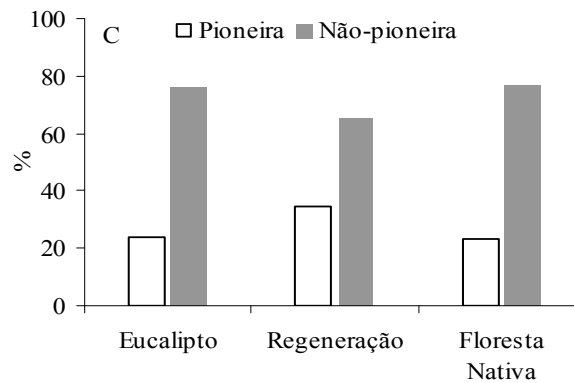


Figura 8 – Porcentagem de espécies por hábito (A), por síndromes de dispersão (B) e por categorias sucessionais (C) amostradas em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR. Auto – autocoria, Anemo – anemocoria e Zoo – zoocoria.

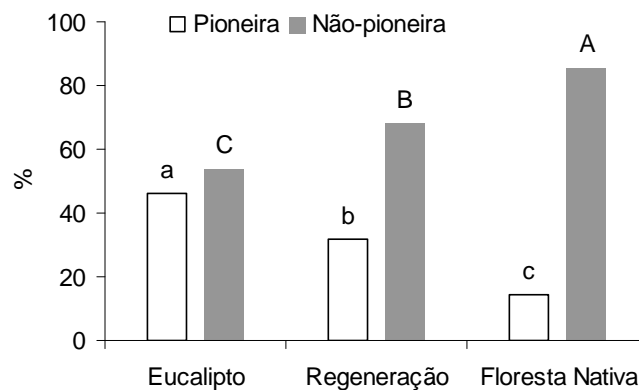


Figura 9 – Porcentagem de indivíduos por categorias sucessionais amostradas em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR.

A floresta nativa apresentou a maior compactação do solo, enquanto que a regeneração apresentou à menor (Figura 10).

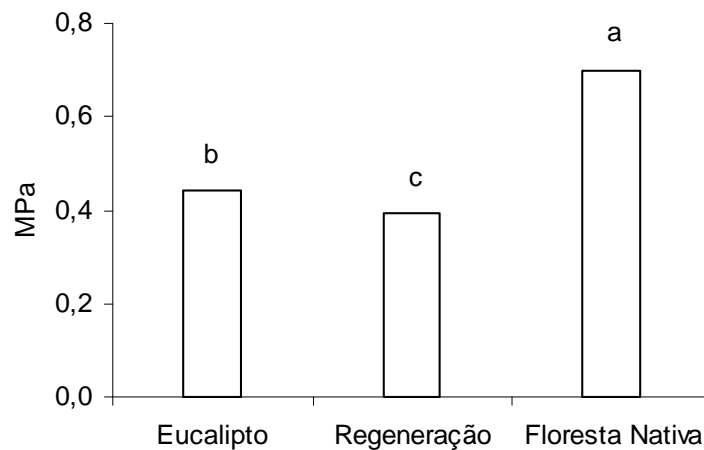


Figura 10 – Medidas de compactação do solo tomadas em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR.

Não houve correlação entre as variáveis abióticas (compactação do solo, acúmulo de serapilheira e abertura de dossel) e as bióticas (riqueza total, abundância total, abundância de indivíduos de espécies nativas e abundância de indivíduos de espécies exóticas) (Tabela 3).

Tabela 3 – Coeficientes de correlação entre riqueza total (St), abundância total (Nt), abundância de indivíduos de espécies nativas (Nn) e abundância de indivíduos de espécies exóticas (Ne) e as variáveis ambientais compactação (Cp), serapilheira (Sera) e abertura de dossel (AD) em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR.

	Eucalipto				Regeneração				Floresta Nativa			
	St	Nt	Nn	Ne	St	Nt	Nn	Ne	St	Nt	Nn	Ne
Cp	-0,08	0,33	0,32	0,05	0,21	-0,20	-0,19	-0,16	0,29	0,21	0,21	-
Sera	-0,28	0,13	0,14	-0,29	0,05	-0,10	-0,09	-0,09	0,30	0,16	0,16	-
AD	-0,30	0,36	0,36	-0,08	-0,19	-0,17	-0,16	-0,11	-0,21	-0,31	-0,31	-

A análise física do solo indicou que as áreas em regeneração possuíam solos mais argilosos enquanto que nas áreas de Eucalipto, o solo apresentou-se mais arenoso. O solo da Floresta Nativa apresentou-se intermediário entre os dois outros tratamentos (Tabela 4).

Enquanto que as concentrações de fósforo mantiveram-se similares entre os tratamentos, a quantidade de carbono orgânico total do solo (C) foi maior na área em

Regeneração e menor no reflorestamento de Eucalipto (Tabela 4). O solo da Floresta Nativa apresentou-se menos ácido e os maiores valores para Ca, Mg, K, Soma de Bases e Saturação por Bases, enquanto que o solo do reflorestamento de Eucalipto apresentou os menores valores (Tabela 4). As concentrações de Al, H+Al e capacidade de troca de cátions apresentaram maiores valores na área em Regeneração e menores valores na floresta nativa, exceto para o último parâmetro. A porcentagem de saturação de Al foi maior no reflorestamento de Eucalipto e menor na floresta nativa (Tabela 4).

Tabela 4 – Parâmetros químicos e granulométricos do solo em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis*, em áreas em regeneração e em áreas de floresta nativa, no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR. Letras diferentes nas linhas indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($P \leq 0,05$).

Parâmetros	Áreas		
	Eucalipto	Regeneração	Floresta Nativa
P (mg.dm ⁻³)	6,04 a	6,00 a	5,73 a
C (g.dm ⁻³)	25,91 c	49,52 a	39,04 b
pH	3,70 c	3,87 b	4,92 a
Al (cmol _c .dm ⁻³)	2,99 b	3,84 a	0,39 c
H + Al (cmol _c .dm ⁻³)	13,03 b	15,96 a	7,52 c
Ca (cmol _c .dm ⁻³)	0,12 c	0,65 b	6,11 a
Mg (cmol _c .dm ⁻³)	0,18 c	0,81 b	2,24 a
K (cmol _c .dm ⁻³)	0,07 c	0,15 b	0,27 a
Soma de bases (cmol _c .dm ⁻³)	0,38 c	1,61 b	8,61 a
Capacidade de troca de cátions (cmol _c .dm ⁻³)	13,41 c	17,57 a	16,13 b
Saturação por bases (%)	2,75 c	9,25 b	52,53 a
Saturação por alumínio (%)	89,14 a	69,98 b	7,92 c
Argila %	20,0 b	49,7 a	37,3 a b
Silte %	3,0 b	9 a	4,3 b
Areia %	77,0 a	41,3 b	58,4 a b

A análise dos resultados da ACP indicou que o primeiro componente (fator 1), da combinação linear das onze variáveis avaliadas, explicou 44,06% da variância total enquanto o segundo componente (fator 2) explicou 24,48%, totalizando 68,54% da variância total.

O primeiro componente principal embora apresente as parcelas a esquerda separadas em dois subgrupos reúne as parcelas da regeneração e do reflorestamento de *E. grandis* em um grande grupo, baseado essencialmente em abertura de dossel (%) e acúmulo de serrapilheira. O agrupamento a direita, parcelas da floresta nativa, está correlacionado principalmente com a abundância de indivíduos (nativo e total) riqueza de espécies, pH e compactação do solo e soma de bases (Figura 11).

A separação observada entre as parcelas do reflorestamento e da área em regeneração e a separação das parcelas em cada um destes tratamentos ocorre em função da correlação que estas parcelas têm com as variáveis abundância de indivíduos (exóticos, nativos e total), riqueza de espécies, pH e compactação do solo, soma de bases e capacidade de trocas catiônicas. Observa-se também separação entre as parcelas da floresta nativa em função das variáveis - acúmulo de serrapilheira e abertura de dossel (%) (Figura 11).

O segundo componente separa as parcelas em grupos correspondendo às variáveis abióticas do solo (C, *T, *S) e a abertura de dossel no lado inferior e a variável biótica - abundância de indivíduos exóticos e à abiótica - serrapilheira no lado superior. Em relação a este componente, as parcelas da floresta nativa apresentam grande variação interna. Para algumas parcelas, esta variação está relacionando com as características do solo, enquanto que outras parcelas variam principalmente em relação a abundância de indivíduos, a riqueza de espécies e o acúmulo de serrapilheira (Figura 11).

A qualidade de representação de uma variável (vetor) é dada pela proximidade do extremo desta ao círculo de raio, portanto no geral as variáveis foram pouco representativas.

As variáveis abundância de indivíduos nativos, abundância total de indivíduos e riqueza total de espécies apresentaram correlação positivas entre si superiores a 0,79, podendo ser consideradas um grupo de variáveis. O mesmo é observado entre as variáveis carbono orgânico e capacidade de trocas catiônicas e entre pH do solo e soma de bases com correlações superiores a de 0,9. A riqueza total de espécies apresentou correlação positiva com as variáveis pH (0,72), soma de bases (0,72) e compactação (0,64) e correlação negativa com a variável abertura de dossel (-0,64).

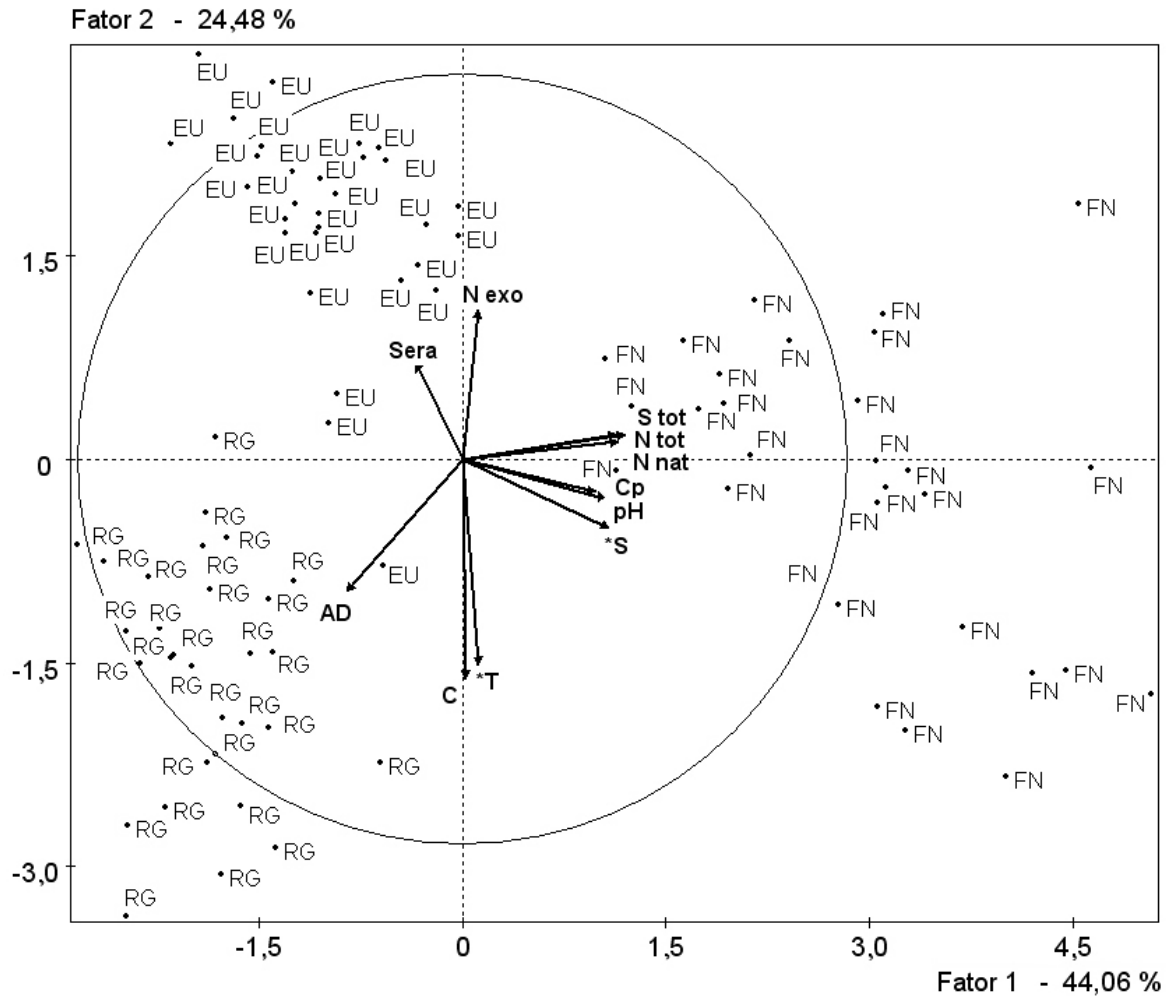


Figura 11 – Representação, no primeiro plano fatorial, das variáveis acúmulo de serapilheira (Sera), abertura de dossel (AD (%)), carbono orgânico (C), capacidade de troca de cátions (*T), soma de bases (*S), compactação do solo (Cp), pH, riqueza total de espécies (S tot), abundância total de indivíduos (N tot), abundância de indivíduos de espécies nativas (N Nat), abundância de indivíduos de espécies exóticas (N exo) e das parcelas em áreas de reflorestamento de *Eucalyptus grandis* (EU), em áreas em regeneração (RG) e em áreas de Floresta Nativa (FN), no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR.

Discussão

As curvas de acúmulo de espécies indicam que as áreas amostrais foram suficientes para incluir a maioria das espécies nos três tratamentos. Barbosa et al. (2009) obtiveram suficiência amostral com doze parcelas de 25 m² cada em estudo da regeneração em reflorestamentos comerciais de *Araucaria angustifolia* com diferentes idades, na mesma região deste estudo. Nota-se ainda, em relação às curvas de acúmulo, que o número de espécies encontradas na floresta nativa foi superior aos encontrados nos outros dois tratamentos, sugerindo maior riqueza de espécies neste tratamento.

A floresta nativa, como era esperado para um habitat conservado, apresentou o maior índice de diversidade de Shannon ($H' = 4,007$) entre as áreas em estudo e também maiores que índices encontrados por outros pesquisadores. Botrel et al. (2002) obtiveram índice de diversidade de Shannon de 3,734 em floresta estacional semidecidual enquanto que Negrelle e Leuchtenberger (2001) em estudos em floresta ombrófila mista obtiveram $H' = 3,538$. Estudos realizados por Nascimento et al. (2001) apresentaram o índice de diversidade de Shannon de 3,0 em floresta ombrófila mista secundária. Segundo os autores, esta é uma diversidade mediana esperada para uma floresta que sofreu alguma intervenção antrópica.

A possível justificativa para o alto índice de diversidade de Shannon encontrado na floresta nativa pode ser em função de que a área em estudo apresenta-se no limite de distribuição de algumas espécies. Essa região de rápida substituição de espécies ao longo de um gradiente, denominada ecótono, representam as fronteiras entre diferentes comunidades fechadas (Ricklefs 2003). Ainda o índice de diversidade de Shannon dá grande ênfase para as espécies menos amostradas, o que valoriza as espécies que apresentam menor densidade.

O reflorestamento de *Eucalyptus grandis*, apresentou valor de índice de diversidade de Shannon ($H' = 2,709$) muito próximo aos encontrados na literatura. Souza et al. (2007a) encontraram $H' = 2,89$ em levantamento florístico realizado em mesmo tipo vegetacional em Viçosa, MG. No sub-bosque de povoamento homogêneo de *Mimosa scabrella* Benth. em Poços de Caldas, MG, foi estimado um valor de $H' = 2,85$ (Nappo et al. 2000), enquanto no sub-bosque de povoamento de *Eucalyptus saligna* em Itatinga, SP, foram estimados valores de $H' = 2,51$ e $3,75$ (Sartori et al. 2002). Ainda Barbosa et al. (2009), na mesma região do estudo em questão, observaram $H' = 2,47$ em sub-bosque de reflorestamento de *Araucaria angustifolia* de 35 anos. Souza et al. (2007a) defendem que áreas com distintos valores de H' refletem diferentes estágios sucessionais, dessa maneira os reflorestamentos, neste parágrafo discutidos, podem estar em estágios sucessionais distintos.

O reflorestamento de *E. grandis*, assim como as demais áreas deste estudo, estão inseridos em uma matriz florestal, o que propicia a chegada de diásporos e um processo de colonização mais rápido, bem como maior número de espécies do que os mesmos habitats isolados dentro de grandes paisagens degradadas (Keenan et al. 1997; Parrotta et al. 1997). A regeneração apresentou o menor valor de índice de diversidade de Shannon ($H' = 2,387$) entre os três tratamentos. Louzada (2002), em floresta estacional semidecidual, em Viçosa (MG), encontrou para estudo que envolveu o levantamento de espécies arbóreas acima de 3 m de

altura, o H' médio de 3,465 com índice de diversidade de Shannon referência para a região de 4,21. Apesar da diferente metodologia empregada neste estudo, a qual incluiu indivíduos acima de 1 m de altura, o H' da regeneração observado foi menor do que o encontrado por Louzada (2002), o que sugere que o histórico de utilização da área assim como a presença de indivíduos de *E. saligna* (ocorrentes em função da rebrota das cepas) possam ser os responsáveis pela situação que a área regeneração se encontra.

A diferença na diversidade de Shannon, densidade e também composição florística entre a regeneração e a Floresta nativa do presente estudo sugere que a área em regeneração encontra-se em estágios iniciais de sucessão. Porém, acreditava-se que este tratamento estivesse em estágio sucessional mais avançado ou similar ao do reflorestamento de eucalipto. Isto porque esta área, que foi um plantio comercial de *E. saligna*, encontra-se em regeneração a cerca de 36 anos. Portanto, sugere-se que o corte dos indivíduos de *E. saligna* no passado provocou impactos diretos e ou indiretos sobre a regeneração de espécies nativas.

Entre os efeitos das operações da colheita florestal destacam-se a compactação e exposição do solo, o acúmulo de restos vegetais, alteração na quantidade e qualidade da água, impactos sobre a vegetação do sub-bosque, exportação de nutrientes através da retirada de biomassa, entre outros (Seixas & Magro, 1998).

A compactação encontrada foi diferente do esperado, visto que o tratamento que mais apresentou interferência antrópica foi o que menor compactação apresentou. Porém não se sabe como essa compactação apresentou-se imediatamente após o corte raso dos indivíduos de *E. saligna* e, caso essa tenha sido alta, pode ter dificultado e atrasado os estágios iniciais da sucessão secundária nesta área.

A possível ocorrência dessa maior compactação refletiria diretamente na expansão do sistema radicular das plantas, uma vez que essa modificação influi na porosidade, no volume de água disponível e no teor de O_2 . Segundo Taylor e Ratliff (1969, apud Meurer, 2007) a pressão de crescimento que a raiz pode exercer sobre os solos varia entre espécies, com valores médios da pressão axial que se situam entre 0,9 e 1,3 MPa e para a pressão radial entre 0,5 e 0,7 MPa.

De acordo com Seixas & Magro (1998) e Freitas et al. (2007), a compactação do solo, fruto do maquinário empregado na colheita combinadas com a movimentação e o levantamento de toras, acarretam dificuldade de crescimento e distribuição das raízes no solo, diminuição dos processos de infiltração e percolação da água e diminuição dos poros do solo com conseqüente diminuição da aeração. Assim estes fatores possam ter atuado negativamente nos anos iniciais sobre a germinação do banco de sementes, órgãos

gemíferos e nos novos diásporos como também o excesso de material vegetal pode ter atuado como barreira física sobre os mesmos.

A menor compactação da área em regeneração pode ser resultante de elevada e constante atividade biológica a qual é possível através de um aporte abundante e contínuo de compostos orgânicos (Cubilla et al. 2002). A fauna edáfica além de atuar sobre a fragmentação do resíduo vegetal e ciclagem de nutrientes atua sobre a estruturação do solo (Swift et al. 1979 apud Moço et al. 2005). Cubilla et al. (2002) também salienta que as espécies vegetais apresentam sistema radicial agressivo e elevada produção de biomassa. Dessa maneira, sugere-se que os resíduos vegetais resultantes da colheita florestal assim como os indivíduos remanescentes de *E. saligna* (rebrotas) permitiram a manutenção de alta atividade biológica no solo, contribuindo para reduzir a compactação do mesmo.

Houve baixa similaridade florística entre as áreas estudadas, pois valores inferiores a 50% são considerados baixos (Felfili & Rezende 2003). Essa baixa similaridade florística pode estar relacionada a diferentes estádios sucessionais em que se encontram cada área. A maior similaridade florística entre a floresta nativa e o reflorestamento de *E. grandis* apontam que o reflorestamento encontra-se em um estágio sucessional mais avançado do que a área em regeneração. Também podemos observar que embora os tratamentos regeneração e reflorestamento possuam idades similares, 36 e 38 anos respectivamente, eles possuem baixa similaridade florística.

Além disso, as características climáticas, as condições edáficas, a disponibilidade hídrica, a altitude, a proximidade com outras formações florestais além do histórico de perturbação podem contribuir para diferenças na composição florística de cada localidade (Rodrigo et al. 1989 apud Candiani, 2006).

Neste aspecto, essa pode ser uma evidência de que plantios florestais com espécies exóticas podem facilitar ou catalisar a sucessão florestal no ambiente de sub-bosque, principalmente em regiões com remanescentes florestais na paisagem e onde o manejo florestal é menos intensivo, de modo que não haja barreiras que impeçam a recolonização pelas espécies florestais nativas (Parrota et al. 1997, Carneiro, 2002). Porém, observou-se na área em regeneração, 40% menos espécies e menor diversidade que o reflorestamento de *E. grandis*, os quais indicam um possível impacto direto ou indireto das práticas de colheita florestal, podendo remeter a área a um estágio bem inicial da sucessão secundária.

Apesar dos tratamentos regeneração e reflorestamento possuírem idades e algumas características abióticas semelhantes, eles não possuem o mesmo histórico. O reflorestamento sofreu última intervenção (3º desbaste de alguns indivíduos) a cerca de 31

anos enquanto que a regeneração sofreu última intervenção (corte de rebrota das cepas de *E. saligna*) a cerca de 3 anos da data da coleta de dados. Esta diferença no histórico pode ser em parte responsável pela menor diversidade encontrada na regeneração, pois dependendo do número de cepas com rebrotas e do diâmetro destas o dano na vegetação nativa pode ser inevitável. Estas rebrotas também podem criar um microclima favorável a germinação e estabelecimento de diferentes espécies nativas. Porém com a eliminação das rebrotas, modifica-se o ambiente aumentando, por exemplo, a exposição a luz, o que pode promover a eliminação de algumas espécies e o recrutamento de outras.

Similar ao observado neste trabalho, Santos e Kinoshita (2003) em seus estudos em fragmento de floresta estacional semidecidual em Campinas, SP presenciaram 86% de espécies arbóreas, 7% arvoretas e 7% arbustos. Diferenças nas porcentagens entre os estudos devem estar relacionadas às diferenças metodológicas. Liebsch et al. (2009) em levantamento florístico de espécies em fase reprodutiva em remanescentes de floresta ombrófila mista na região centro-sul do estado do Paraná, amostraram 39,5% de espécies arbóreas, 27,6% de arbustivas, 17,1% de herbáceas, 11% de epífitas e 1% de parasitas. Dessa maneira observa-se que indiferente da metodologia empregada ocorre um predomínio de espécies arbóreas em formações florestais no domínio de floresta estacional semidecidual e floresta ombrófila mista.

A predominância de espécies zoocóricas encontrada neste estudo é comum em regiões tropicais (Wunderle Jr., 1997) e corroboram com trabalhos tanto em áreas nativas (Morellato & Leitão-Filho, 1992), já que nestas florestas tais espécies são favorecidas pela maior quantidade de agentes dispersores presentes (Owe & Smallwood, 1982; Penhalber & Mantovani, 1997 apud Candiani, 2006), como em sub-bosque de reflorestamento de eucaliptos, uma vez que nestes povoamentos criam-se condições que possibilitam poleiros e abrigo para aves dispersoras (Souza et al. 2007a). Além disso, as áreas estudadas no Parque Ecológico da Klabin, por estarem inseridas em uma matriz florestal, possibilitam uma melhor disseminação de propágulos por animais, o que contribuiu ainda mais para a predominância da zoocoria entre as espécies regenerantes.

Os tratamentos apresentaram diferenças em relação as categorias sucessionais. Vaccaro et al. (1999) em estudo em três subseres de uma floresta estacional semidecidual, no município de Santa Tereza (RS), observaram variações quanto as categorias sucessionais. A floresta primária apresentou 2,6% de espécies pioneiras e 97,4% de espécies não-pioneiras, enquanto que a floresta secundária apresentou 6,3% de espécies pioneiras e

93,7% de não-pioneiras. O terceiro local de estudo, o qual foi chamado pelos autores de capoeirão, apresentou 23,8% de espécies pioneiras e 76% de não-pioneiras.

A floresta nativa do presente estudo apresentou maior porcentagem de espécies pioneiras do que o relacionado na literatura, como encontrado por Vaccaro et al. (1999). Essas espécies podem estar presentes como resultado de clareiras naturais, as quais estão em processo de regeneração natural. Também podem ser resultado de uma possível exploração da área no passado, já que nesta área ocorre uma vegetação de transição entre a floresta ombrófila mista e a floresta estacional semidecidual (Torezan, 2002) e não apresentou indivíduos adultos de *Araucaria angustifolia*, o que sugere que esta floresta foi alvo de alguma ação antrópica, estando então em processo de regeneração. Segundo Rodrigues et. al. (2004) espera-se que com o tempo ocorra redução de indivíduos de espécies pioneiras e incremento de indivíduos das espécies das etapas finais de sucessão.

Para a área em regeneração, resultados semelhantes aos apresentados no presente trabalho foram encontrados por Souza et al. (2007a) em estudo fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo do sub-bosque de um povoamento de *E. grandis*, em região de floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. Estes autores relataram que 22% das espécies amostradas eram pioneiras e 78% das demais eram não-pioneiras.

Ainda, pode se inferir que o reflorestamento tem fornecido condições ecológicas adequadas, as quais propiciam que espécies das etapas finais de sucessão se estabeleçam e aumentem em abundância nesse ambiente.

O tratamento regeneração do presente estudo apresentou maior porcentagem de pioneiras do que o estudo apresentado por Paula et al. (2004) em amostragem em sucessão natural da vegetação arbórea em uma floresta estacional semidecidual, no município de Viçosa, MG. Estes autores observaram composição de 9,7% de espécies pioneiras e 90,3% de espécies não-pioneiras. Estes resultados sugerem que apesar da área em regeneração do presente estudo estar em processo de regeneração natural a cerca 36 anos ela encontra-se em estágio inicial da sucessão ecológica.

O solo do reflorestamento apresentou alta porcentagem de areia e baixa de argila. Essa fração granulométrica mais grosseira tem reduzida capacidade de reter a água e reduzida atividade química (Meurer, 2007). Segundo Suganuma (2008), solos com pouca porcentagem de argila podem ser prejudiciais ao crescimento e ao acúmulo de biomassa em reflorestamentos, pois estas partículas apresentam grande área superficial específica e elevada densidade de carga, portanto solos arenosos apresentam baixa capacidade de retenção de cátions, tornando estes íons mais susceptíveis à lixiviação (Meurer, 2007).

Os solos da regeneração e do reflorestamento de *E. grandis* apresentaram-se ácidos. Segundo Souza et al. (2007b), os solos que contêm teores elevados de Al trocável, em condições de acidez elevada, podem apresentar limitações ao bom crescimento e desenvolvimento radicial, os quais podem ser observados, principalmente, no engrossamento das raízes e diminuição nas suas ramificações, prejudicando a absorção de nutrientes e água. Assim, o descrito acima pode estar operando no reflorestamento e principalmente na regeneração, pois este último apresentou maior concentração de Al trocável.

Solos pouco férteis, como os do reflorestamento e da regeneração, podem ser responsáveis por baixas diversidades florísticas e elevada competição por nutrientes pelas raízes (Coomes & Grubb, 1998).

Pode-se supor que o tempo ainda não foi suficiente para uma restauração na fertilidade do solo do tratamento regeneração ou que essas áreas sempre foram diferentes, apesar da sua contigüidade.

Gama-Rodrigues e Barros (2002) afirmam que as espécies do gênero *Eucalyptus* possuem um eficiente mecanismo de retranslocação de nutrientes produzindo serapilheira de baixa qualidade nutricional. Portanto, este fato juntamente com a possibilidade da ocorrência de lixiviação no solo arenoso do tratamento reflorestamento pode ser um dos fatores responsáveis pela baixa concentração de cátions básicos no solo.

Apesar do solo da regeneração possuir alta concentração de argila, este solo pode ter sofrido lixiviação se o mesmo se apresentou nu após o corte raso do reflorestamento de *E. saligna*, podendo a ocorrência desse fato justificar a baixa concentração dos cátions Ca, Mg e K.

Segundo Souza et al. (2007b), a alta acidez apresentada em alguns solos podem estar associados à presença de cátions ácidos em concentrações tóxicas, como o Al e de baixos teores de cátions de caráter básico, como o Ca e Mg. O mesmo autor afirma que a acidez do solo, quando em excesso, pode ocasionar alterações na química e na fertilidade do solo, restringindo o crescimento das plantas. Todavia a acidez em solos gera grande variabilidade de comportamento nas diferentes espécies de vegetais, não permitindo generalizações.

CONCLUSÃO

Assim como relatado por diversos autores o estudo em questão também pode constatar que os reflorestamentos com *E. grandis* possuem condições para o estabelecimento de espécies nativas em seus sub-bosques, as quais podem vir a garantir alimento e refúgio para espécies da fauna, como observado através da ocorrência da maior porcentagem de espécies vegetais zoocóricas.

Todavia a utilização da espécie exótica em estudo como catalisadora do processo de sucessão talvez apresente limitações, visto que as práticas de corte dos reflorestamentos são muito agressivas ao ambiente como um todo.

Um reflorestamento com sub-bosque relativamente diverso, como o do estudo, pode retornar a estádios iniciais da sucessão secundária. O processo sucessional pode ser lento, em razão do impacto direto da colheita sobre vegetação nativa ou de seus impactos sobre o ambiente, como o solo, por exemplo.

Porém se as práticas da colheita florestal forem revistas e readequadas, os reflorestamentos podem ser uma boa estratégia para a recuperação de áreas degradadas e para a ecologia da conservação.

REFERÊNCIAS

- APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Journal of the Linnean Society*, **141**:399–436.
- Azevedo, T. I. N., M. L. Sekiama, A. O. S. Vieira, e S. T. Benneman. 2008. Descrição física da micro bacia do Ribeirão Varanal e caracterização dos trechos. Página 7-14 in S. T. Benneman, O. A. Shibatta, e A. O. S. Vieira, editores. *A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná*. Londrina, EDUEL.
- Barbosa, L. M. 2000. Considerações Gerais e Modelos de Recuperação de Formações Ciliares. Páginas 289-312 in Rodrigues, R. R., H. F., e Leitão-Filho, Editores. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo, EDUSP e FAPESP.
- Barbosa, C. E. de A., T. Benato, A. L. Cavalheiro, e J. M. D. Torezan. 2009. Diversity of Regenerating Plants in Reforestations with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze of 12, 22, 35, and 43 Years of Age in Parana State, Brazil. *Restoration Ecology* **17**(1):60–67.
- Berkowitz, A. R., C. D. Canham, e V. R. Kelly. 1995. Competition versus facilitation of tree seedling growth and survival in early successional communities. *Ecology* **76**:1156–1168.
- Botrel R. T., A. T. Oliveira Filho, L. A. Rodrigues, e N. Curi. 2002. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. *Revista Brasileira de Botânica* **25**:195-213.
- Candiani, G. 2006. Regeneração natural em áreas anteriormente ocupadas por floresta de *Eucalyptus saligna* Smith. no município de Caieiras (SP): subsídios para recuperação florestal. Dissertação. Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.
- Carneiro, P. H. M. 2002. Caracterização florística, estrutural e da dinâmica da regeneração de espécies nativas em um povoamento comercial de *Eucalyptus grandis* em Itatinga, SP. Dissertação. Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's guide and application (available from <http://purl.oclc.org/estimates>) accessed 1 January 2010.
- Coomes, D. A., e P. J. Grubb. 1998. Responses of juvenile trees to above- and belowground competition in nutrient-starved Amazonian rain forest. *Ecology* **79**:768-782.
- Cubilla, M., D. J. Reinert, C. Aita, e J. M. Reichert. 2002. Plantas de cobertura do solo: Uma alternativa para aliviar a compactação em sistema de plantio direto. Relatório. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- Felfili, J. M., R. P. Rezende. 2003. Conceitos e Métodos em Fitossociologia. *Comunicações Técnicas Florestais, UnB* **5**(1):1-68.

- Fonseca, R. C. B., e I. C. de B. Fonseca. 2004. Utilização de métodos estatísticos multivariados na caracterização do mosaico sucessional em floresta semidecidual. *Revista Árvore* **28**(3):351-359.
- Frazer, G. W., C. D. Canham, e K. P. Lertzman. 1999. Gap light analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true color fisheye photographs, users manual and program documentation. Copyright © 1999: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia and The Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Freitas, L. C. de., C. C. Machado, E. Silva, e L. A. G. Jacovine. 2007. Avaliação quantitativa de impactos ambientais da colheita florestal em dois módulos. *Revista Ceres* **54**(313):297-308.
- Gama-Rodrigues, A. C., e N. F. Barros. 2002. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dendê no sudeste da Bahia, Brasil. *Revista Árvore* **26**(2):193-207.
- Gandolfi, S.; H. F. Leitão Filho; C. L. F. Bezerra. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecidual no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira Biologia* **55**(4):753-767.
- Harvey, B. D., A. Leduc, e Y. Bergeron. 1995. Early postharvest succession in relation to site type in the southern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **25**:1658–1672.
- Keenan, R., D. Lamb, O. Woldring, T. Irvine, and R. Jensen. 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in northern Australia. *Forest Ecology and Management* **99**:117–131.
- Kembel, W. S., I. Waters, e J. M. Shay. 2008. Short-term effects of cut-to-length versus full-tree harvesting on understorey plant communities and understorey-regeneration associations in Manitoba boreal forests. *Forest Ecology and Management* **255**:1848–1858.
- Lamb, D., J. Parrota, R. Keenan, e N. Tucker. 1997. Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands. Pages 366–385 in W. F. Laurance and R. O. Biorregaard Jr, editors. *Tropical Forest remnants*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Liebsch, D., S. Bo. Mikich, R. F. S. Possette, e O. S. Ribas. 2009. Levantamento florístico e síndromes de dispersão em remanescentes de floresta ombrófila mista na região centro-sul do estado do Paraná. *Hoehnea* **36**(2):233-248.
- Lima, J. S. de S., e Â. M. P. Leite. 2002. Mecanização. Páginas 33-54 in Machado C. C., editor. *Colheita Florestal*. Viçosa, Minas Gerais. UFV.
- Lopes, S. F., A. P. Oliveira, O. C. Dias Neto, V. S. Vale, A. E. Gusson, e I. Schiavini. 2008. Estrutura e grupos ecológicos em uma floresta estacional semidecidual em Uberlândia, MG. *Anais do IX Simpósio Nacional Cerrado, II Simpósio Internacional Savanas Tropicais, Parla Mundo*, Brasília, DF.

- Louzada, C. 2002. Composição florística e estrutura de vegetação arbórea em diferentes condições fisiográficas de um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na Zona da Mata de Minas Gerais. Dissertação. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- Maack, R. 1981. Geografia física do Estado do Paraná. 2ª ed. Editora José Olympio. Rio de Janeiro.
- Medri, M. E., E. Bianchini, J. A. Pimenta, S. Colli, e C. Müller. 2002. Estudos sobre tolerância ao alagamento em espécies arbóreas nativas do rio Tibagi. Páginas 133-172 in M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do rio Tibagi. Londrina, edição dos editores.
- Melo, A. S. 2008. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* **8**:(3)21-27.
- Mendonça, F. A., e E. I. M. Danni-Oliveira. 2002. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do Rio Tibagi. Páginas 63–66. in M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do Rio Tibagi. Londrina: Edição dos editores.
- Meurer, E. J. 2007. Fatores que influenciam o crescimento e o desenvolvimento das plantas. Páginas 65-90 in R. F. Novais, V. H. Alvarez V., N. F. de Barros, R. L. F. Fontes, R. B. Cantarutti e J. C. L. Neves, editores. Fertilidade do solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa.
- Moço, M. K. S., E. F. Gama-Rodrigues, A. C. Gama-Rodrigues, e M. E. F. Correia. 2005. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. *Revista Brasileira de Ciências do Solo* **29**:555-564.
- Morellato, L. P. C., e H. F. Leitão-Filho. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. Páginas 112-140 in História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil. L. P. C. Morellato, editor. Editora da Unicamp/Fapesp, Campinas.
- Nappo, M. E., M. A. L. Fontes, e A. T. Oliveira Filho. 2000. Regeneração natural em sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth, implantados em áreas mineradas, em Poços de Caldas, Minas Gerais. *Revista Árvore* **24**:297-307.
- Nascimento, A. R. T., S. J. Longhi, e D. A. Brena. 2001. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de floresta ombrófila mista em Nova Prata, RS. *Ciência Florestal* **11**(1):105-119.
- Negrelle, R. A. B., e R. Leuchtenberger. 2001. Composição e estrutura do componente arbóreo de um remanescente de floresta ombrófila mista. *Revista Floresta*, **1/2**(31):42-51.
- Parrotta, J. A., O. H. Knowles, and J. M. Wunderle Jr. 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on bauxite mined site in Amazonia. *Forestry Ecology and Management* **99**: 21-42.

- Paula, A., A. F. Silva, P. Marco Júnior, F. A. M. Santos, e A. L. Souza. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma floresta estacional semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **18**(3):407-423.
- Peltzer, D. A., M. L. Bast, S. D. Wilson, e A. K. Gerry. 2000. Plant diversity and tree responses following contrasting disturbances in boreal forest. *Forest Ecology and Management* **127**:191–203.
- Poggiani, F., H. T. Z. Couto, W. Suiter Filho, 1983. Biomass and nutrient estimates removal in short rotation intensively cultured plantation of *Eucalyptus grandis*. *Silvicultura* **8**(29):648-651.
- Ricklefs, R. E. 2003. A economia da natureza. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan.
- Rodrigues, R. R., S. V. Martins, and L. C. de Barros. 2004. Tropical rain forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management* **190**:323–333.
- Santos, K., e L. S. Kinoshita. 2003. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas, SP. *Acta Botanica Brasilica* **17**(3):325-341.
- Sartori, M. S. 2001. Variação da regeneração natural da vegetação arbórea no sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. manejado por talhadia, localizado no município de Itatinga, SP. Dissertação. Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.
- Sartori, M. S., F. Poggiani, e V. L. Engel. 2002. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. localizado no estado de São Paulo. *Scientia Forestalis* **62**:86-103.
- Seixas, F., e T. C. Magro. 1998. Indicadores ambientais e paisagísticos relacionados às operações florestais. *Série Técnica IPEF* **12**(31):65-78.
- Soil Survey Division Staff. 1993. Soil survey manual. Department of Agriculture. Handbook. Soil Conservation Service, U.S.
- Souza, D. M. G., L. N. Miranda, e S. A. Oliveira. 2007b. Acidez do solo e sua correção. Páginas 205-274 in R. F. Novais, V. H. Alvarez V., N. F. Barros, R. L. F. Fontes, R. B. Cantarutti e J. C. L. Neves, editores. *Fertilidade do solo*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa.
- Souza P. B., S. V. Martins, S. R. Costalonga, e G. O. Costa. 2007a. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea do subbosque de um povoamento de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden em Viçosa, Mg, Brasil. *Revista Árvore* **31**:533-543.
- Statsoft, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6, publicado em: www.statsoft.com.
- Suganuma, M. S. 2008. Avaliação de sucesso da restauração florestal baseada em estrutura florestal e processos do ecossistema. Dissertação. Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

- Torezan, J. M. D. 2002. Nota sobre a vegetação da bacia do Rio Tibagi. Páginas 103–107 in M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editors. A bacia do Rio Tibagi. Londrina, edição dos editores.
- Vaccaro, S. 1997. Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma floresta estacional decidual, no município de Santa Tereza – RS. Dissertação. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- Vaccaro, S., S. J. Longhi, e D. A. Brena. 1999. Aspectos da composição florística e categorias sucessionais do estrato arbóreo de três subseres de uma floresta estacional decídua, no município de Santa Tereza - RS. *Ciência Florestal* **9**(1):1-18.
- Vital, M. H. F. 2007. Impacto ambiental de florestas de eucalipto. *Revista do BNDES* **14**:235-276.
- 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 abandoned pastures in Puerto Rico. *Restoration Ecology* **8**:350-366.

ANEXOS

ANEXO A – Espécies regenerantes amostradas em áreas de reflorestamentos de *Eucalyptus grandis* (Eu), em áreas em regeneração (Reg) e em áreas de floresta nativa (FN), no Parque Ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR. Espécies exóticas estão indicadas com (*). Ane – anemocórica; Zoo – zoocórica; Aut – autocórica; Av – arbóreo; Ab – arbustivo; Li – Liana; Pi – Pioneira; N-Pi – Não pioneira.

Família	Espécie	Síndrome de dispersão	Hábito	Categoria sucessional	Localização		
					Eu	Reg	FN
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Zoo	Av	Pi			x
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	Zoo	Av	N-Pi	x		x
	<i>Guatteria dusenii</i> R. E. Fries	Zoo	Av	N-Pi	x		x
	<i>Rollinia salicifolia</i> Schltdl.	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Martius	Zoo	Av	N-Pi			x
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	Ane	Av	N-Pi			x
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	Zoo	Av	N-Pi	x		x
	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	Zoo	Av	N-Pi	x		x
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	Zoo	Av	Pi			x
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	Zoo	Av	Pi			x
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) O. Kuntze	Zoo	Av	Pi	x		
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Zoo	Av	N-Pi	x	x	x
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Ane	Ab	Pi		x	
	<i>Baccharis oreophila</i> Malme	Ane	Ab	Pi		x	
	<i>Baccharis semiserrata</i> var. <i>elaeagnoides</i> (Steud. ex Baker) Govaerts	Ane	Ab	Pi		x	x
	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	Ane	Av	Pi		x	
	<i>Piptocarpha axilaris</i> (Less.) Baker	Ane	Av	Pi	x		x
	<i>Piptocarpha regnelii</i> (Sch. Bip.) Cabrera	Ane	Av	Pi		x	x
continuação							
Asteraceae	<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch. Bip.) Baker	Ane	Av	N-Pi	x		x
	<i>Raulinoreitzia leptophlebia</i> (B.L. Rob.) R. M. King & H. Rob.	Ane	Av	Pi		x	

	<i>Symphyopappus reticulatus</i> Baker	Ane	Av	N-Pi		x	
	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H. Rob.	Ane	Av	Pi	x	x	x
	<i>Vernonanthura tweediana</i> (Bak.) H. Rob.	Ane	Av	N-Pi		x	
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Ane	Av	N-Pi			x
	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Ane	Ab	N-Pi	x	x	x
Boraginaceae	<i>Patagonula americana</i> L.	Zoo	Av	N-Pi			x
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Maytenus dasyclados</i> Mart.	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	Zoo	Av	Pi	x		x
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	Zoo	Av	N-Pi	x		x
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	Zoo	Av	Pi	x		x
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E. Schulz	Zoo	Av	N-Pi	x		
	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	Zoo	Av	N-Pi	x		x
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Aut	Av	N-Pi			x
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Zoo	Av	-	x		x
	<i>Bernardia pulchella</i> (Baill.) Müll. Arg.	Aut	Ab	N-Pi			x
	Euphorbiaceae sp.	-	-	-	x		
	Euphorbiaceae sp1.	-	-	-		x	
Fabaceae - Caesalpinioideae	<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	Aut	Av	N-Pi			x
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Zoo	Av	-	x		
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Zoo	Av	N-Pi		x	x
Fabaceae - Faboideae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Ane	Av	N-Pi	x		x
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Acacia plumosa</i> Mart. ex Colla	Ane	Av	Pi			x
	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	Ane	Av	Pi			x
continuação							
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Acacia velutina</i> DC.	Ane	Li	Pi			x
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Ane	Av	Pi	x		x

	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	Ane	Av	N-Pi			x
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Aut	Av	N-Pi			x
	<i>Inga virescens</i> Benth.	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Mimosa orthacantha</i> Benth.	Aut	Ab	N-Pi		x	
	<i>Pithecellobium edwallii</i> Hoehne	Zoo	Av	N-Pi			x
Fabaceae - Papilionoideae	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	Ane	Ab	N-Pi	x		x
	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	Aut	Av	N-Pi			x
	<i>Lonchocarpus subglaucescens</i> Mart. ex Benth.	Aut	Ab	N-Pi			x
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Ane	Av	N-Pi			x
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Ane	Av	N-Pi			x
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Ane	Av	N-Pi	x		x
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Ane	Av	N-Pi			x
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Ane	Av	-			x
Icacinaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	Ane	Av	N-Pi	x		x
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	Zoo	Av	N-Pi	x	x	x
	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees & C. Mart. ex Nees	Zoo	Av	N-Pi	x	x	x
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Zoo	Av	N-Pi	x		x
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	Zoo	Av	N-Pi		x	x
	<i>Ocotea elegans</i> Mez	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez	Zoo	Av	N-Pi		x	x
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Zoo	Av	N-Pi	x	x	x
continuação							
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	Zoo	Av	N-Pi	x	x	
	<i>Persea racemosa</i> Mez	Zoo	Av	N-Pi	x	x	x
Liliaceae	<i>Cordyline dracaenoides</i> Kunth	Zoo	Av	N-Pi	x	x	x

Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Zoo	Av	Pi			x
Malvaceae	<i>Luehea candicans</i> Mart.	Ane	Av	N-Pi			x
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Ane	Av	N-Pi			x
Melastomataceae	<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.	Zoo	Ab	N-Pi			x
	<i>Leandra purpurascens</i> (DC.) Cogn.	Zoo	Ab	N-Pi	x		x
	<i>Leandra</i> sp.	Zoo		-			x
	<i>Leandra sublanata</i> Cogn.	Ane	Av	N-Pi			x
	<i>Miconia petropolitana</i> Cogn.	Zoo	Ab	Pi			x
	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	Zoo	Ab	Pi	x		x
	Melatomastaceae sp.	-	-	-	x		
	Melatomastaceae sp1.	-	-	-	x		
	Melatomastaceae sp2.	-	-	-	x		
	<i>Tibouchina gracilis</i> (Bompl.) Cogn.	Ane	-	N-Pi		x	
Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i> Saldanha	Zoo	Av	N-Pi	x		x
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Ane	Av	N-Pi			x
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Zoo	Av	Pi			x
Monimiaceae	<i>Molinedia blumenaviana</i> Perkins	Zoo	Av	N-Pi	x	x	x
Moraceae	<i>Ficus eximia</i> Schott	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	Zoo	Av	N-Pi			x
Myrsinaceae	<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Zoo	Av	Pi	x	x	x
continuação							
Myrsinaceae	<i>Rapanea quaternata</i> Hassl.	Zoo	Av	Pi			x
	<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	Zoo	Av	N-Pi	x		x
Myrtaceae	<i>Calyptranthes grandifolia</i> O. Berg	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	Zoo	Av	N-Pi			x

	<i>Eucalyptus grandis</i> W. Hill ex Maiden *	Ane	Av	Pi	x	x	
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	Zoo	Ab	N-Pi			x
	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Eugenia moraviana</i> O. Berg	Zoo	Av	N-Pi	x		x
	<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Gomidesia palustris</i> D.C.	Zoo	Av	Pi	x		x
	<i>Gomidesia sellowiana</i> O. Berg	Zoo	Av	N-Pi	x	x	x
	<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum	Zoo	Av	N-Pi	x		x
	<i>Myrcia bombycina</i> (O. Berg) Kiaersk.	Zoo	Ab	N-Pi	x	x	x
	<i>Myrcia breviramis</i> (O. Berg) D. Legrand	Zoo	Ab	N-Pi	x	x	x
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Zoo	Ab	N-Pi		x	x
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Myrciaria ciliolata</i> (Cambess.) O. Berg	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Psidium spathulatum</i> Mattos	Zoo	Ab	N-Pi	x		
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Zoo	Av	N-Pi			x
	<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	Ane	Av	N-Pi			x
Opiliaceae	<i>Agonandra engleri</i> Hoehne	Zoo	Av	-	x		
Phytolaccaceae	<i>Seguiera guaranitica</i> Speg.	Zoo	Av	Pi			x
Pinaceae	<i>Pinus taeda</i> L.*	Ane	Av	Pi		x	
Piperaceae	<i>Ottonia propinqua</i> Kunth	Zoo	Ab	N-Pi			x
	<i>Piper crassinervium</i> Kunth	Zoo	Ab	Pi			x
continuação							
Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	Zoo	Ab	N-Pi			x
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Aut	Av	N-Pi	x		x
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> var. <i>pubescens</i> (Reissek) M.C. Johnst.	Zoo	Av	N-Pi			x
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Zoo	Av	N-Pi	x	x	x
	<i>Prunus sellowii</i> Koehne	Zoo	Av	N-Pi	x		x

Rubiaceae	<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze var. <i>concolor</i>	Zoo	Ab	N-Pi			x	
	<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	Zoo	Ab	N-Pi	x			
	<i>Palicourea australis</i> C. M. Taylor	Zoo	Ab	N-Pi		x		
	<i>Palicourea macrobotrys</i> (Ruiz & Pav.) DC.	Zoo	Av	N-Pi		x	x	
	<i>Psychotria kleinii</i> L.B. Sm. & Downs	Zoo	Ab	N-Pi			x	
	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	Zoo	Av	N-Pi			x	
	<i>Psychotria sessilis</i> Vell.	Zoo	Ab	N-Pi	x		x	
	<i>Psychotria stachyoides</i> Benth.	Zoo	Ab	N-Pi	x	x		
	<i>Psychotria tenerior</i> (Cham.) Müll. Arg.	Zoo	Ab	N-Pi		x	x	
	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Zoo	Av	Pi	x	x	x	
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	Zoo	Ab	N-Pi			x	
	<i>Rudgea parquioides</i> (Cham.) Müll. Arg.	Zoo	Av	Pi	x		x	
	Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Ane	Av	N-Pi			x
		<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	Zoo	Av	-			x
Salicaceae	<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	Zoo	Av	N-Pi			x	
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Zoo	Av	N-Pi	x		x	
	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	Zoo	Av	N-Pi	x		x	
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Zoo	Av	N-Pi			x	
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Zoo	Av	N-Pi	x		x	
	<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	Zoo	Av	N-Pi	x		x	
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Zoo	Av	N-Pi			x	
continuação								
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Zoo	Av	N-Pi			x	
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Zoo	Av	N-Pi		x	x	
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Zoo	Ab	N-Pi	x	x	x	
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Zoo	Av	N-Pi	x		x	
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Zoo	Av	N-Pi	x		x	
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk. var. <i>marginatum</i>	Zoo	Av	N-Pi			x	

Simaroubaceae	<i>Picrasma crenata</i> Engl. in Engl. & Prantl	Zoo	Av	Pi		x
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	Zoo	Av	Pi		x
	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	Zoo	Av	Pi		x
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	Zoo	Av	Pi		x
	<i>Solanum bullatum</i> Vell.	Zoo	Ab	Pi	x	x
	<i>Solanum caavurana</i> Vell.	Zoo	Av	Pi	x	x
	<i>Solanum gemellum</i> Sendtn.	Zoo	Ab	-		x
	<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal	Zoo	Av	Pi	x	x
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Zoo	Av	Pi	x	
	<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Zoo	Av	Pi		x
	<i>Solanum variabile</i> Mart.	Zoo	Ab	N-Pi	x	
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Zoo	Av	N-Pi		x
Symplocaceae	<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	Zoo	Ab	Pi	x	x
Theaceae	<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrad.) H. Keng	Ane	Av	N-Pi	x	x
Verbenaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Zoo	Av	Pi		x
Violaceae	<i>Hybanthus bigibbosus</i> (A. St.-Hil.) Hassl.	Zoo	Av	N-Pi		x
indeterminadas	sp1	-	-	-	x	
	sp2	-	-	-		x
	sp3	-	-	-	x	
	sp4	-	-	-		
<hr/>						
continuação						
	sp5	-	-	-	x	
	sp6	-	-	-		x
	sp7	-	-	-		x

ANEXO B – Aspecto das áreas estudadas: reflorestamento de *Eucalyptus grandis* (A), área em regeneração (B) e floresta nativa (C). Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR, Brasil.



