



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

MARIANA CHAVES MOTA

**EFEITOS DA LARGURA DA MATA CILIAR EM
RESTAURAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE VEGETAL**

Londrina
2013

MARIANA CHAVES MOTA

**EFEITOS DA LARGURA DA MATA CILIAR EM
RESTAURAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE VEGETAL**

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

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan.

Londrina
2013

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

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

M917e Mota, Mariana Chaves.

Efeitos da largura da mata ciliar em restauração sobre a comunidade vegetal / Mariana Chaves Mota. – Londrina, 2013.
57 f. : il.

Orientador: José Marcelo Domingues Torezan

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2013.

Inclui bibliografia.

1. Reflorestamento – Teses. 2. Mata ciliar – Teses. 3. Recuperação ecológica – Teses. 4. Ecologia vegetal – Teses. 5. Botânica – Teses. I. Torezan, José Marcelo Domingues. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 634.0.2

MARIANA CHAVES MOTA

**EFEITOS DA LARGURA DA MATA CILIAR EM RESTAURAÇÃO
SOBRE A COMUNIDADE VEGETAL**

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

BANCA EXAMINADORA

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

Profa. Dra. Giselda Durigan
Instituto Florestal de São Paulo

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo D. Torezan
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Londrina, 05 de março de 2013.

*À minha família e ao meu companheiro,
pelo apoio, compreensão e amor incondicional,
em todos os momentos da minha vida,
dedico.*

AGRADECIMENTOS

À todos aqueles que de alguma forma contribuíram com a realização desta pesquisa, pois jamais eu poderia concluí-la sem a colaboração e generosidade de muitas pessoas importantes e queridas. Com imenso reconhecimento, agradeço, especialmente:

À Deus, por me guiar em todos os momentos.

Ao meu orientador José Marcelo Domingues Torezan, pela contribuição com sugestões e ensinamentos, fundamentais para minha formação profissional e pessoal.

Aos professores Edmilson Bianchini, Giselda Durigan e José Eduardo Lahoz da S. Ribeiro, pela importante contribuição com críticas e sugestões.

À minha família, pela dedicação, apoio incondicional e incentivos repletos de amor e carinho, para que assim eu pudesse alcançar meus objetivos.

Ao meu companheiro Mauro Guilherme Maidana Capelari, essencial neste trabalho e na minha vida, sempre presente me dando apoio em todos os momentos.

Aos meus parceiros de pesquisa, pelas experiências e conhecimentos compartilhados, e, em especial, para Odair do Carmo Pavão, pela parceria indispensável em campo.

À toda a equipe do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE), pela amizade e por tornarem os momentos de trabalho tão agradáveis.

À todos meus queridos amigos que, direta ou indiretamente, contribuíram nesta jornada, nos momentos de alegria, descontração, encontros e, ainda, nos momentos de estresse e preocupações.

À CAPES e ao CNPq pelo apoio financeiro, e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da UEL pelo apoio educacional, imprescindíveis para a realização desta pesquisa.

Muito obrigada a todos!

*“Outro dia, entrei no mato para piar um inhambu
e o que saiu de trás da moita
foi um Volkswagen.”*

Tom Jobim

MOTA, Mariana. Chaves. **Efeitos da largura da mata ciliar em restauração sobre a comunidade vegetal**. 2013. 57f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2013.

RESUMO

Diversos fatores podem exercer influência sobre o processo e o resultado da restauração ecológica, determinando sua viabilidade no longo prazo. Dentre estes fatores, a largura da faixa de plantio tem sido apontada como um limitador da recuperação da integridade biológica de ambientes ribeirinhos, devido aos efeitos de borda intensificados em áreas estreitas e alongadas. Deste modo, este estudo objetivou identificar possíveis influências da largura da faixa de mata ciliar em restauração sobre a comunidade vegetal. Para tal, foram selecionadas 10 faixas de reflorestamento com aproximadamente oito anos de implantação e com diferentes larguras (10 até 120m). No centro de cada faixa foram estabelecidas cinco parcelas de 100m², e em cada um dos três reflorestamentos com as maiores larguras de faixa foram estabelecidas adicionalmente cinco parcelas na borda voltada para a agricultura e cinco na borda voltada para o reservatório. Em cada parcela foi realizado o levantamento das características florísticas, estruturais e microclimáticas. Os resultados obtidos indicam que a largura da faixa de reflorestamento não exerceu influência sobre a maioria das variáveis analisadas. No entanto, na região central das faixas mais largas houve maior abundância e riqueza de espécies não plantadas. Tal fato pode ser uma resposta a eventuais condições propícias de microclima, não presentes nas bordas detentoras de elevada cobertura herbácea. É válido ressaltar que embora a largura da faixa não exerça uma influência expressiva sobre a comunidade vegetal de reflorestamentos com oito anos de implantação, e independentemente se exercerá no futuro, é de fundamental importância a influência destas áreas restauradas com larguras apropriadas para a proteção dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Efeitos de borda. Reflorestamentos. Estrutura florestal. Microclima.

MOTA, Mariana. Chaves. **Effects of the width of riparian reforestation on the plant community** 2013. 57p. Thesis (Masters Degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2013.

ABSTRACT

Many factors may influence the process and result of the ecological restoration, determining their long term viability. Among those factors, the permanent preservation width has been identified as a limiter of the biological integrity recovery of riparian zones, due to the intensified edge effect in narrow and elongated sites. Thus, the goal of this study was to identify the possible influences of the width of riparian reforestation on the plant community. Ten reforestation strips were selected, about eight years old and with different widths (10 to 120 meters). In the center of each strip five plots of 100m² were established, and in each one of the three wider strips more five plots at the edge facing the crop field and five at the edge facing the reservoir were established. In each plot the floristic, structural and microclimatic characteristics were recorded. The results showed that for most of the analyzed variables the strip width is not exerting influence. However, the core of the wider strips showed greater abundance and richness of species not planted. The results showed that for most of the analyzed variables the strip width is not exerting influence. However, the core of the wider strips showed greater abundance and richness of species not planted. Such fact may be a response to micro site conditions, which are not present at edges, holders of high herbaceous cover. Although the strip width does not exert a strong influence on the plant community of reforestation with eight years old, and regardless if will exert in the future, it is of fundamental importance the influence those restored sites with appropriate widths to the protection of water resources.

Keywords: Edge effects. Reforestations. Forest structure. Microclimate.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Reservatório de Capivara, Paraná, Brasil. O círculo indica a região do Município de Primeiro de Maio onde estão localizados os reflorestamentos estudados 27
- Figura 2** - Localização dos reflorestamentos estudados, Município de Primeiro de Maio, Paraná, Brasil. Os números no interior dos círculos indicam a largura da faixa de reflorestamento, que compreende um intervalo de 10 até 120 metros..... 27
- Figura 3** - Boxplots dos valores de abundância e riqueza de espécies não plantadas de indivíduos regenerantes lenhosos em relação à largura (A; B) e à posição na faixa (C; D) dos reflorestamentos com espécies nativas situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil. Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,04$), seguido teste de Mann-Whitney ($p < 0,03$) 32
- Figura 4** - Boxplots dos valores de cobertura do solo por espécies herbáceas (A) classificadas em gramíneas (B) e não gramíneas (C) em relação à posição na faixa dos reflorestamentos com espécies nativas situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil. Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,0001$), seguido do teste de Mann-Whitney ($p < 0,002$) 34
- Figura 5** - Boxplots dos valores de área basal dos indivíduos regenerantes (A) e abertura do dossel (B) em relação à posição na faixa dos reflorestamentos com espécies nativas situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil. Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,005$), seguido do teste de Mann-Whitney ($p < 0,002$) 35
- Figura 6** - Boxplots dos valores de temperatura máxima (A), amplitude térmica (B) e umidade relativa do ar mínima (C) (diárias) em relação à posição na faixa dos reflorestamentos com espécies nativas situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil. Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,005$), seguido o teste de Mann-Whitney ($p < 0,01$) 36
- Figura 7** - Síntese gráfica da área de estudo com diferentes larguras da faixa de reflorestamento (A), da hipótese do estudo (B) e dos resultados obtidos (B, C e D) para as variáveis analisadas. A transição do amarelo para o vermelho representa o aumento de intensidade dos efeitos de borda, e, de maneira oposta, a transição do amarelo para o verde representa a diminuição de intensidade destes efeitos..... 38

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Distribuição dos indivíduos regenerantes lenhosos em relação às diferentes larguras de faixa dos reflorestamentos com espécies nativas situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil. ENP: espécie não plantada; N: abundância; S: riqueza de espécies; (n): valor em porcentagem em relação ao total de indivíduos regenerantes 33
- Tabela 2** - Coeficientes de correlação de Spearman (r_s) entre a abertura do dossel e as demais variáveis analisadas em reflorestamentos com espécies nativas situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil. 37

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| INTRODUÇÃO | 12 |
| <i>Restauração ecológica</i> | 13 |
| <i>Largura da faixa de plantio</i> | 16 |
| <i>Efeitos de borda</i> | 17 |
| <i>Considerações</i> | 19 |
| | |
| Referências bibliográficas | 20 |
| | |
| ARTIGO - Efeitos da largura da mata ciliar em restauração sobre a comunidade vegetal | 23 |
| RESUMO | 24 |
| | |
| 1. INTRODUÇÃO | 25 |
| | |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS | 26 |
| 2.1. Área de estudo | 26 |
| 2.2. Coleta de dados | 28 |
| 2.2.1. <i>Área amostral</i> | 28 |
| 2.2.2. <i>Amostragem da vegetação</i> | 29 |
| 2.2.3. Cobertura de espécies herbáceas sobre o solo | 29 |
| 2.2.4. <i>Abertura do dossel</i> | 29 |
| 2.2.5. <i>Variáveis microclimáticas</i> | 30 |
| 2.3. Análise de dados | 30 |
| | |
| 3. RESULTADOS | 31 |
| | |
| 4. DISCUSSÃO | 39 |
| | |
| 5. CONCLUSÃO | 45 |
| | |
| 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 46 |

| | |
|--|----|
| ANEXOS | 52 |
| Anexo 1 - Espécies lenhosas amostradas nos reflorestamentos situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil. Espécies nativas classificadas conforme a categoria sucessional em pioneiras (P) ou não pioneiras (NP), conforme a síndrome de dispersão em zoocóricas (ZOO), anemocóricas (ANE) ou autocóricas (AUT) e por terem sido (Sim) ou não terem sido (Não) utilizadas na implantação dos reflorestamentos. Espécies exóticas indicadas com asterisco (*). | 53 |
| Anexo 2 - Aspecto dos reflorestamentos com espécies nativas amostrados, enfatizando a região da borda voltada para a agricultura (A), a região da borda voltada para o reservatório de Capivara (B) e o centro da faixa de reflorestamento (C), Município de Primeiro de Maio, PR, Brasil..... | 56 |

INTRODUÇÃO

A conservação da biodiversidade representa um dos grandes desafios da atualidade, tendo em vista o elevado nível de perturbações antrópicas dos ecossistemas naturais, que estão sendo progressivamente convertidos em diferentes tipos de uso e ocupação do solo, sobretudo, para atividades econômicas (MARTINS, 2001; SBPC; ABC, 2012).

No Brasil, o processo de ocupação territorial se caracteriza, principalmente, pela expansão agrícola e pecuária em detrimento da paisagem natural (SBPC; ABC, 2012). No estado do Paraná cerca de 90% da cobertura florestal original já foi suprimida e, em sua maior parte, convertida em agricultura (S.O.S MATA ATLÂNTICA; INPE, 2011). Particularmente no norte paranaense a intensa fragmentação florestal foi favorecida pelo tipo de solo da região, considerado de grande fertilidade natural (STIPP, 2002). Esta característica favoreceu a intensiva utilização da região para o cultivo inicial de café e, posteriormente, para o cultivo de monoculturas com rotatividade entre soja, milho e trigo (PASSOS et al., 2012).

Consequentemente a região norte paranaense se encontra hoje caracterizada por uma matriz predominantemente agrícola, que possui baixa complexidade estrutural e pouca biomassa (MÜLLER, 2001; PASSOS et al., 2012). Adicionalmente, devido ao impacto direto da perda de habitat e dos efeitos posteriores da fragmentação florestal *per se*, a maior parte dos remanescentes florestais da região se encontram sob a forma de pequenos fragmentos isolados, pouco conhecidos, pouco protegidos e em estado de conservação ruim (VIANA; PINHEIRO, 1998; RODRIGUES; PAULA, 2002). Contudo, a maior parte da biodiversidade regional

ainda existente se encontra abrigada nestes fragmentos florestais (ANJOS, 1998; VIANA; PINHEIRO, 1998).

Portanto, é evidente a necessidade de reparação dos danos causados pelas atividades humanas a estas paisagens altamente modificadas, a fim de conservar a biodiversidade e restabelecer processos ecossistêmicos fundamentais a partir da recuperação da integridade biológica dos ecossistemas degradados (ENGEL; PARROTA, 2008; HOBBS, 2008).

Restauração ecológica

A integridade biológica de um ecossistema degradado pode ser recuperada por meio da restauração ecológica, mediante a inclusão de um nível mínimo de biodiversidade e variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecossistêmicos (ENGEL; PARROTA, 2008). A restauração ecológica tem como meta deliberada a recriação de ecossistemas autossustentáveis, estáveis e resilientes, regulados totalmente por processos naturais, possibilitando, no futuro, comunidades com estrutura e funcionamento o mais similar possível das comunidades naturais (SER, 2004; MARTINS, 2012).

A base conceitual mais aceita para a restauração ecológica tem sido a da sucessão natural, visto que a recuperação dos ecossistemas envolve transformações dinâmicas da vegetação (YOUNG, 2000; MARTINS et al., 2009). A sucessão é o processo natural pelo qual o ecossistema se recupera de distúrbios naturais ou antrópicos, ocasionando, ao longo do tempo, o estabelecimento de espécies de diferentes grupos sucessionais conforme suas capacidades particulares de sobrevivência

e desenvolvimento frente às condições ambientais pós-distúrbio (YOUNG, 2000; MARTINS, 2012).

Os ecossistemas reagem e ajustam sua dinâmica a um regime característico de distúrbios, que depende, principalmente, da escala, duração, frequência e intensidade do evento. Quando o distúrbio é de baixo impacto e discreto no tempo, como no caso da queda de árvores em florestas com conseqüente abertura de clareiras, o ecossistema se recupera naturalmente, tendo em vista sua capacidade de manter-se num estado de equilíbrio dinâmico (MORAES et al., 2010). Entretanto, quando o distúrbio é de alto impacto ocorrem mudanças drásticas em relação ao regime característico de distúrbios, ultrapassando o limite homeostático do ecossistema, que pode levá-lo a perder sua resistência e resiliência, acarretando a degradação do sistema e a perda da estabilidade (SER, 2004; ENGEL; PARROTA, 2008; MORAES et al., 2010). Nestes casos a intervenção por meio da restauração ecológica se faz necessária a fim de reverter os processos de degradação, acelerando e direcionando a sucessão natural (MARTINS, 2012).

A escolha do modelo de restauração mais adequado a ser empregado depende das condições características da área a ser restaurada, como, por exemplo, o nível de degradação, o histórico de uso, o relevo, o clima, o regime hídrico e a tipologia de solo. É de fundamental importância também avaliar a paisagem em que a área está inserida, que, ao determinar o tipo de matriz circundante e a proximidade de fragmentos florestais, pode influenciar a capacidade de regeneração natural da área por meio da disponibilidade de propágulos (SER, 2004; HOBBS, 2008).

Em áreas onde o nível de degradação é relativamente baixo e as características supracitadas são favoráveis, a eliminação dos fatores de degradação e o posterior abandono da área a ser restaurada podem ser suficientes para que o

ecossistema se recupere por meio da regeneração natural (MARTINS, 2012). Entretanto, em áreas onde a intensidade e a magnitude da degradação são elevadas, as características da área são desfavoráveis ou o tempo da sucessão natural é um fator relevante, a utilização de técnicas de plantio de mudas de espécies arbóreas de estágios iniciais de sucessão pode representar uma importante ferramenta para a restauração ecológica (ENGEL; PARROTA, 2008; MARTINS, 2012).

As árvores plantadas ao se desenvolverem exercem um efeito “catalítico” da sucessão secundária, superando as primeiras barreiras abióticas, o que acelera e facilita a regeneração natural da vegetação nativa (ENGEL; PARROTA, 2008). A estrutura florestal das árvores plantadas, principalmente a cobertura promovida pelo dossel, pode induzir alterações microclimáticas expressivas na área restaurada, favorecendo a germinação das sementes das próprias árvores plantadas ou provenientes de fragmentos florestais vizinhos, e, posteriormente, favorecendo o estabelecimento e crescimento das plântulas (JENNINGS et al., 1999; ALMEIDA-CORTEZ, 2004; RODRIGUES et al., 2007). Adicionalmente, a estrutura florestal promovida pelas árvores aumenta a complexidade do habitat, podendo provocar a atração da fauna e, conseqüentemente, maior entrada de propágulos, além da supressão de espécies gramíneas invasoras (SILVA, 2008; MARTINS, 2011; ROCHA et al., 2012; VOLPATO et al., 2012).

No entanto, existem diversos fatores que podem limitar estes processos e, conseqüentemente, o sucesso da restauração ecológica da área em um curto, médio ou longo prazo (ENGEL; PARROTA, 2008). Dentre os principais limitadores estão, por exemplo, o histórico de uso do solo, que, quando cultivado intensamente, com uso de herbicidas, sujeito a vários ciclos de queimadas ou com forte compactação, pode causar impactos severos na fertilidade e no banco de sementes do solo (YOUNG, 2000;

HOBBS, 2008). Pode ocorrer ainda ausência ou baixa disponibilidade de propágulos causada pela destruição do banco de sementes, pela distância de fragmentos florestais vizinhos, que dificulta a chegada da chuva de sementes, ou pela ausência de dispersores e polinizadores (ALMEIDA-CORTEZ, 2004; ROCHA et al., 2012). Além disto, podem ocorrer falhas no recrutamento de plântulas e jovens pelo aumento da predação e da herbivoria, pela competição com as gramíneas ou por conta de um microclima desfavorável com excesso de luminosidade, alta temperatura e baixa umidade do ar e do solo (JENNINGS et al., 1999; MARTINS, 2012).

Outro importante fator limitante, e que atualmente tem sido amplamente discutido pela comunidade científica e pelos órgãos governamentais e sociais, é a largura efetiva da faixa de plantio, na maioria dos casos determinada por lei e estabelecida durante as fases de planejamento e implantação dos reflorestamentos.

Largura da faixa de plantio

A escolha de áreas prioritárias para a restauração ecológica é norteada pelo relevante papel biológico, social e econômico que estas podem desempenhar quando recuperadas (MARTINS, 2012). Dentre as áreas legalmente prioritárias para conservação e restauração estão as áreas de preservação permanente (APPs) marginais a cursos d'água, denominadas popularmente de matas ciliares. A manutenção dessas florestas é atualmente regulamentada pelo “Código Florestal Brasileiro” (Lei Federal nº 12.651, 25.05.2012) - modificado por Medidas Provisórias (MPs) posteriores, que estabelece a largura das faixas de proteção ciliar de acordo com a largura dos rios e dos lagos naturais ou represados.

Legalmente e biologicamente, as matas ciliares têm a função de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico da fauna e da flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012). Entretanto, as definições legais de larguras de proteção de matas ciliares estabelecidas pela legislação não levam em consideração que faixas muito estreitas podem não ser ecologicamente funcionais, tendo em vista que quanto menor a largura da faixa maior a proporção de borda que sofre influência direta dos fatores externos oriundos da matriz (MURCIA, 1995; MARTINS, 2001; AB’SÁBER, 2010; SBPC; ABC, 2012).

Além disto, outras características particulares da área poderiam ser consideradas na definição da largura da faixa de proteção ciliar ideal, em vez de basear-se apenas na largura dos rios, lagos e reservatórios aos quais estas áreas margeiam. Dentre as características que poderiam ser consideradas estão, por exemplo, a fitofisionomia, a tipologia do solo, a declividade e o estado de degradação da área, que, somadas a maiores larguras de faixa, poderiam contribuir e assegurar o cumprimento da maioria das funções e serviços ambientais atribuídos às florestas ciliares (AB’SÁBER, 2010; SBPC; ABC, 2012).

Efeitos de borda

Um dos principais limitadores da conservação e recuperação de ecossistemas florestais é o fenômeno denominado como efeito de borda, que pode ser definido, de maneira geral, como a influência que os fatores externos oriundos da matriz exercem sobre a porção marginal da área, causando alterações físicas e estruturais (MURCIA, 1995; RIES et al., 2004).

No caso da restauração em áreas de proteção ciliar os efeitos de borda podem ser intensificados, pois, na maioria dos casos, os reflorestamentos possuem faixas estreitas e alongadas (MARTINS, 2001). Nestas condições os reflorestamentos apresentam uma razão borda/núcleo aumentada, ou seja, uma maior proporção de borda em relação à região central. Reflorestamentos maiores e mais próximos ao formato circular apresentam uma razão borda/núcleo diminuída, com o centro da área mais distante das bordas e, conseqüentemente, mais protegido dos fatores externos, o que possibilita maiores chances desta região recuperar-se e manter-se estável ao longo do tempo (LAURANCE; YENSEN, 1991; MURCIA, 1995; MARTINS, 2001).

Adicionalmente, reflorestamentos inseridos em paisagens hostis, com matriz circundante de baixa complexidade estrutural e pouca biomassa, como no caso de plantações agrícolas e pastagens, os efeitos de borda tendem a ser intensificados (MURCIA, 1995; RIES et al., 2004).

Devido à elevada complexidade de interações, os efeitos de borda podem ser divididos em: abióticos, bióticos diretos e bióticos indiretos (MURCIA, 1995). Os efeitos abióticos envolvem mudanças no meio físico, relacionadas principalmente com as características microclimáticas da área, onde a zona de influência das bordas apresenta maior incidência luminosa e, conseqüentemente, maior temperatura e menor umidade do ar e do solo. Os efeitos bióticos diretos envolvem mudanças na abundância e na distribuição das espécies provocadas pelos fatores abióticos, como, por exemplo, o aumento da produtividade primária de espécies heliófitas nas bordas causada pela maior luminosidade. Já os efeitos bióticos indiretos envolvem as interações entre as espécies, como a predação, o parasitismo, a herbivoria, a competição, a dispersão de sementes e a polinização, dentre outras (MURCIA, 1995; LEDWITH, 1996; NASCIMENTO; LAURANCE, 2006; WIRTH et al., 2007).

Todos estes efeitos associados acabam selecionando apenas as espécies capazes de se instalar e utilizar as zonas de influência das bordas como área de desenvolvimento, devido às adaptações necessárias para habitar com sucesso esses ambientes (MURCIA, 1995; RIES et al., 2004).

Considerações

Em uma última análise, e de forma geral, em áreas com nível de degradação considerável o uso de técnicas de restauração ecológica se faz necessário a fim de recuperar a integridade biológica e a estabilidade da área degradada. Entretanto, é de fundamental importância levar em consideração as condições características da área, bem como a paisagem e o tipo de matriz em que está inserida.

Reflorestamentos inseridos em uma matriz hostil e com larguras de faixa estreitas tendem a estar submetidos a efeitos de borda intensificados. Estes efeitos acabam selecionando apenas as espécies capazes de se desenvolverem na zona de influência das bordas, que, em faixas estreitas, pode representar toda a extensão da área restaurada, o que pode prejudicar o sucesso da restauração ecológica no longo prazo, implicando na efetiva conservação da biodiversidade regional.

Desta maneira, o presente estudo visa avaliar a influência da largura da faixa de mata ciliar em restauração sobre a comunidade vegetal e, portanto, contribuir com o conhecimento científico sobre a dinâmica de ecossistemas fragmentados, bem como com a discussão sobre os impactos destes conhecimentos sobre aspectos legais e metodológicos da restauração ecológica.

Referências Bibliográficas

- AB'SÁBER, A. N. Do Código florestal para o código da biodiversidade. **Biota Neotropica**, v.10, n.4, p.331-336, 2010.
- ALMEIDA-CORTEZ, J. S. Dispersão e banco de sementes. In: FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, E. F. (eds.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: ARTIMED, 2004. p.225-235.
- ANJOS, L. Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. **Série técnica IPEF**, v.12, n.32, p.87-94, 1998.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 12 de novembro de 2012.
- ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Florestais, 2008. p.3-26.
- HOBBS, R. J. The ecological context: a landscape perspective In: PERROW, M. R.; DAVY, A. J. (eds.). **Handbook of Ecological Restoration**. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. p.47-65.
- JENNINGS, S. B.; BROWN, N. D.; SHEIL, D. Assessing forest canopies and understory illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. **Forestry**, v.72, n.1, p.59-73, 1999.
- LAURANCE, W. F.; YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, v.55, n.1, p.77-92, 1991.
- LEDWITH, T. S. The effects of buffer strip width on air temperature and relative humidity in a stream riparian zone. **Watershed Management Council Networker**, v.6, n.5, n.p, 1996.
- MARTINS, F. A. **Controle de gramíneas exóticas invasoras em área de restauração ecológica com plantio total, floresta estacional semidecidual, Itu-SP**. 2011. 112f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2001. 143p.
- MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. 293p.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R.; GANDOLFI, S.; CALEGARI, L. Sucessão Ecológica: Fundamentos e Aplicações na Restauração de ecossistemas florestais. In: S. V. MARTINS (ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2009. p.19-51.

MORAES, L. F. D.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. **Oecologia Australis**, v.14, n.2, p.437-451, 2010.

MÜLLER, N. L. Contribuição ao Estudo do Norte do Paraná. **Geografia**, v.10, n.1, p.89-118, 2001.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v.10, p.58-62, 1995.

NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazônica**, v.36, n.2, p.183-192, 2006.

PASSOS, M; SANT'ANA, L.; BUENO, M. O norte do Paraná: do café à cana do açúcar. **Revista de geografia e ordenamento do território**, v.1, p.181-206, 2012.

RIES, L.; FLETCHER, R. J. Jr.; BATTIN, J.; SISK, T. D. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v.35, p.491-522, 2004.

ROCHA, E. C; SILVA, E.; MARTINS, S. V; VOLPATO, G. H. O papel dos mamíferos silvestres na sucessão e na restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. (ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p.169-190.

RODRIGUES, E.; PAULA, A. S. Degradação da paisagem norte-paranaense: um estudo de fragmentos florestais. **Semina: Ciências Agrárias**, v.23, n.2, p.229-238, 2002.

RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. 268p.

SER (Society for Ecological Restoration International - Science and Policy Working Group). **The SER international primer on ecological restoration**. Tucson: Society for Ecological Restoration International. 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org>>, Acesso em: 12 de novembro de 2012.

SBPC; ABC - Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência; Academia Brasileira de Ciência. **O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo**. 2ed. São Paulo: SBPC, 2012. 149p.

SILVA, W. R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Florestais, 2008. p.79-90.

S.O.S. MATA ATLÂNTICA; INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica - período 2008-2010**. São Paulo. 2011. n.p.

STIPP, N. A. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (eds.). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina, 2002. p.39-44.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v.12, n.32, p.25-42, 1998.

VOLPATO, H. G; LOPES, E. V; ANJOS, L.; MARTINS, S. V. O papel das aves dispersoras de sementes na restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. (ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 191-211.

YOUNG, T. P. Restoration ecology e conservation biology. **Biological conservation**, v.92, p.73-83, 2000.

WIRTH, R.; MEYER, S. T.; ALMEIDA, W. R.; ARAÚJO-JR., M. V.; BARBOSA, V. S.; LEAL, I. R. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.23, p.501-505, 2007.

ARTIGO

Efeitos da largura da mata ciliar em restauração sobre a comunidade vegetal

Artigo a ser submetido à revista *Forest Ecology and Management*

Efeitos da largura da mata ciliar em restauração sobre a comunidade vegetal

Mariana Chaves Mota¹ e José Marcelo Domingues Torezan²

¹ Mestranda em Ciências Biológicas, Depto. de Biologia Animal e Vegetal, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.

² Docente do Depto. de Biologia Animal e Vegetal, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.

RESUMO

A largura da faixa de preservação permanente tem sido apontada como um limitador da recuperação da integridade biológica de ambientes ribeirinhos, devido ao efeito de borda intensificado em áreas estreitas e alongadas. Deste modo, este estudo objetivou identificar possíveis influências da largura da faixa de mata ciliar em restauração sobre a comunidade vegetal. Foram selecionadas 10 faixas de reflorestamento com aproximadamente oito anos e diferentes larguras (10 até 120m). No centro de cada faixa foram estabelecidas cinco parcelas de 100m², e em cada um dos três reflorestamentos com as maiores larguras de faixa foram estabelecidas adicionalmente cinco parcelas na borda voltada para a agricultura e cinco na borda voltada para o reservatório. Em cada parcela foi realizado o levantamento das características florísticas, estruturais e microclimáticas. Para a maioria das variáveis analisadas a largura da faixa não exerceu influência, contudo, no centro das faixas mais largas houve um maior estabelecimento de espécies não plantadas. Tal fato pode ser uma resposta a eventuais condições propícias de microclima, não presentes nas bordas detentoras de elevada cobertura herbácea. Embora a largura da faixa não tenha exercido uma expressiva influência sobre a comunidade vegetal de reflorestamentos com oito anos de implantação, e independentemente se exercerá no futuro, é essencial a manutenção destas áreas restauradas com larguras adequadas para a proteção dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Efeitos de borda, reflorestamentos, estrutura florestal, microclima.

1. INTRODUÇÃO

A restauração ecológica é reconhecida como a prática de manejar e assistir a recuperação da estabilidade e da integridade biológica de um ecossistema degradado ou destruído, ao incluir um nível mínimo de biodiversidade e variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecossistêmicos (SER, 2004; ENGEL; PARROTA, 2008).

Contudo, para o sucesso da restauração ecológica é necessário, inicialmente, avaliar as condições características do local de intervenção, tais como: clima da região, regime hidrológico, tipologia e fertilidade do solo e presença de processos erosivos, assim como o tipo de matriz circundante e a proximidade de fragmentos florestais vizinhos, que podem influenciar a capacidade de regeneração natural da área (SER, 2004; HOBBS, 2008; MARTINS, 2012).

Além destes fatores, o tamanho e a forma dos sítios a serem restaurados possivelmente também poderão exercer influência sobre o processo e o resultado da restauração, uma vez que o efeito destas características sobre processos ecológicos tem sido largamente evidenciado pela literatura em fragmentos florestais remanescentes (SAUNDERS et al., 1991; VIANA; PINHEIRO, 1998). No Brasil, esta questão tem sido amplamente discutida em função da necessidade de conservação das áreas de preservação permanente (APPs), especialmente as situadas às margens de cursos d'água, denominadas popularmente de matas ciliares (AB'SÁBER, 2010; SBPC; ABC, 2012). Devido ao relevante papel biológico que desempenham, um aparato de leis, decretos e resoluções visam à conservação e restauração destes ambientes ripários (MARTINS, 2001; BRASIL, 2012).

No entanto, existem poucos estudos sobre os chamados “efeitos de borda” em fragmentos florestais estreitos e alongados de ambientes ripários, e até o presente momento não há investigação destes efeitos sobre sítios em restauração. Desta forma, a discussão sobre os parâmetros para determinar a largura da faixa ciliar legalmente protegida ainda é baseada em previsões teóricas pouco testadas explicitamente nestes ambientes.

Entre estas previsões, há sugestões de que a restauração ecológica em faixas estreitas e alongadas poderá se tornar inviável no longo prazo, pois uma maior proporção borda/núcleo aumentará a influência direta dos fatores externos (MURCIA, 1995; MARTINS, 2001; RIES et al., 2004). Quanto maior a largura da faixa restaurada mais distante o centro estará das bordas e, portanto, mais protegido, o que possibilitaria o desenvolvimento do processo sucessional desta região com menor influência dos fatores externos (SAUNDERS et al., 1991; LEDWITH, 1996; METZGER et al. 1997).

Nesta perspectiva, este estudo objetivou verificar possíveis influências da largura da faixa sobre as características florísticas, estruturais e microclimáticas de reflorestamentos com espécies nativas da Mata Atlântica, tendo como hipótese que quanto maior a largura da faixa de reflorestamento menor a intensidade dos efeitos de borda sobre a região central da área restaurada.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Os reflorestamentos selecionados para este estudo estão situados em áreas de preservação permanente (APPs) localizadas no entorno do reservatório de Capivara, no Município de Primeiro de Maio, norte do Estado do Paraná, Brasil (Figura 1; Figura 2).

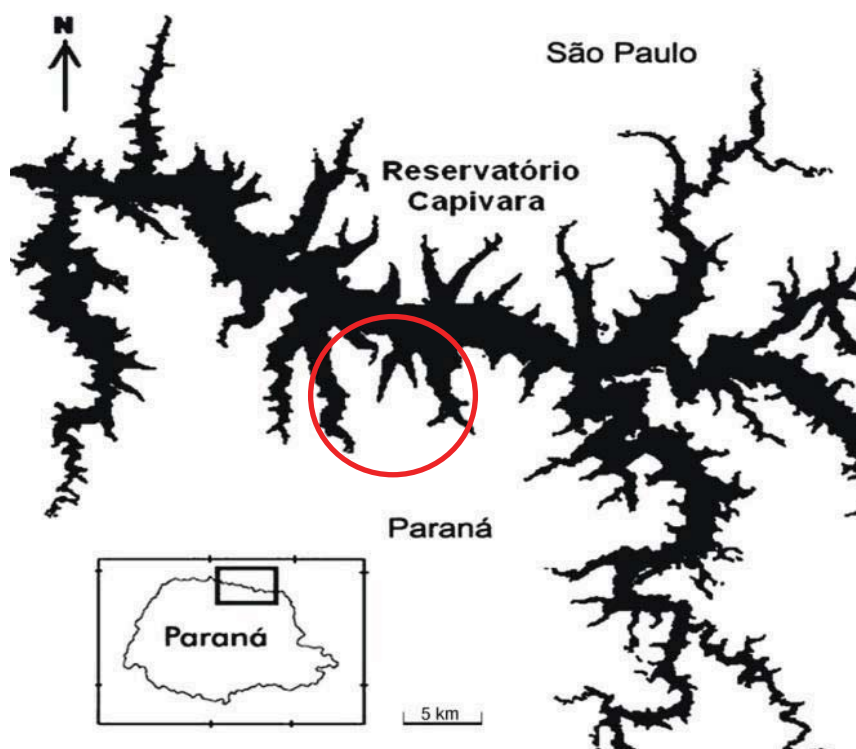


Figura 1. Reservatório de Capivara, Paraná, Brasil. O círculo indica a região do Município de Primeiro de Maio onde estão localizados os reflorestamentos estudados. Fonte: Suganuma (2008) - adaptado.

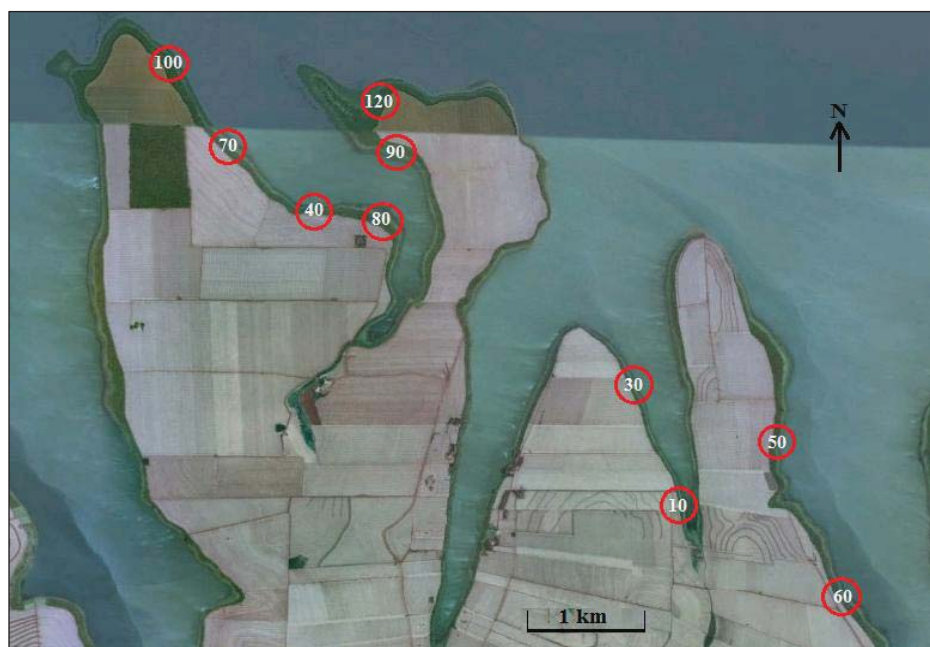


Figura 2. Localização dos reflorestamentos estudados, Município de Primeiro de Maio, Paraná, Brasil. Os números no interior dos círculos indicam a largura da faixa de reflorestamento, que compreende um intervalo de 10 até 120 metros. Fonte: *Google Earth* (2012) - adaptado.

O clima da região é do tipo “Cfa”, segundo a classificação climática de Köppen. O índice pluviométrico médio é de 1400 mm.ano⁻¹ e a temperatura média supera os 22°C nos meses mais quentes e nos meses mais frios é inferior a 18°C (IAPAR, 2000). A vegetação original da região é classificada como Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2004) e os solos como Nitossolo vermelho eutrófico e Latossolo vermelho eutroférico (EMBRAPA, 2011).

Portanto, os reflorestamentos selecionados apresentam uniformidade de clima e solo, bem como altitude (334-338m s.n.m.), relevo (suave), idade (~ oito anos), histórico de ocupação e matriz agrícola circundante (cultivo de grãos). Todos os reflorestamentos foram implantados mediante preparação mecanizada do solo, espaçamento de 3x2m com alta proporção de espécies pioneiras e secundárias iniciais nativas, sem adubação ou calagem e manutenção por meio de capina manual ou mecânica até o segundo ano. Nas duas linhas de plantio mais próximas ao reservatório foram plantadas preferencialmente espécies com características de habitats alagáveis e úmidos, com o intuito de aumentar a eficiência do plantio ao evitar a mortalidade dos indivíduos devido à proximidade ao corpo d’água. Assim, restam como variáveis a orientação geográfica do reflorestamento, que varia entre leste e nordeste, e a largura da faixa de plantio, estabelecida somente na área desapropriada quando da construção do reservatório.

2.2. Coleta de dados

2.2.1. Área amostral

Foram selecionados 10 reflorestamentos com diferentes larguras de faixa, em um intervalo de 10 até 120 metros (Figura 2). Na região central de cada

reflorestamento foram estabelecidas cinco parcelas permanentes de 10x10m cada (100m²), sempre obedecendo a uma distância mínima de 30 metros entre cada parcela.

Os três reflorestamentos com as maiores larguras de faixa (90, 100 e 120 metros) foram selecionados para serem estabelecidas mais 10 parcelas permanentes de 10x10m cada (100m²) em cada reflorestamento, sendo cinco parcelas na borda voltada para a agricultura e cinco parcelas na borda voltada para o reservatório.

2.2.2. Amostragem da vegetação

Em cada parcela foram registrados todos os indivíduos lenhosos plantados ou regenerantes com altura maior que 10cm, sendo identificados em campo quando possível ou coletados e herborizados para posterior identificação mediante consulta ao Herbário da Universidade Estadual de Londrina (FUEL). As espécies foram classificadas por meio de literatura especializada conforme a categoria sucessional (pioneiras ou não pioneiras) e a síndrome de dispersão (zoocóricas, anemocóricas ou autocóricas) e por terem sido utilizadas ou não na implantação dos reflorestamentos (Anexo 1). Para todos os indivíduos lenhosos com diâmetro à altura do peito (DAP~1,30m do solo) maior que 2,5cm foi calculada a área basal, expressa em m².ha⁻¹.

2.2.3. Cobertura de espécies herbáceas sobre o solo

A cobertura do estrato herbáceo foi inicialmente classificada em espécies herbáceas gramíneas e não gramíneas e, em seguida, estimada visualmente em termos percentuais a partir da subdivisão da parcela em quatro subparcelas.

2.2.4. Abertura do dossel

A estimativa da abertura do dossel, dada em porcentagem, ocorreu a partir de fotografias hemisféricas tomadas com lente de distância focal de 8mm

(“olho de peixe”) a um metro do solo, no centro de cada parcela. Posteriormente, as fotografias foram analisadas com o auxílio do programa Gap Light Analyzer vs. 2.0 (FRAZER et al., 1999).

2.2.5. *Variáveis microclimáticas*

A temperatura máxima (C°), a amplitude térmica (C°) e a umidade relativa do ar mínima (%) (diárias) foram registradas por meio de coletores de dados eletrônicos automáticos (Dataloggers Lascar EL-USB2), instalados no centro de cada parcela, a aproximadamente 30cm do solo e orientados para o sul geográfico. Os dados foram coletados simultaneamente de uma em uma hora durante 10 dias consecutivos, no período correspondente ao verão.

2.3. **Análise de dados**

A comparação dos dados entre as diferentes classes de largura de faixa (<40m; >50 e <80m; >90m) e de posição na faixa de reflorestamento (agricultura borda; centro da faixa; reservatório borda) foi realizada por meio do teste de Kruskal-Wallis, seguido do teste de Mann-Whitney, tendo em vista que os dados amostrados apresentaram distribuição diferente da normal e/ou heterogeneidade de variâncias, de acordo com o teste de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Para comparar os dados entre as classes de orientação geográfica (leste, nordeste) foi utilizado o teste de Mann-Whitney. A relação existente entre a abertura do dossel e as demais variáveis analisadas foi mensurada por meio do Coeficiente de Correlação de Spearman. Para todas as análises foi considerado $\alpha=0,05$.

3. RESULTADOS

Foram identificados, em toda a área amostral (8000m²), 3990 indivíduos lenhosos, pertencentes a 67 espécies, distribuídas em 57 gêneros e 25 famílias botânicas (Anexo 1). As espécies que apresentaram as maiores abundâncias foram *Schinus terebinthifolius* Raddi, *Tabernaemontana hystrix* (A. DC.) Miers, *Baccharis dracunculifolia* DC. e *Chromolaena laevigata* (Lam.) R.M. King & H. Rob. Do total de espécies lenhosas registradas 39% não foram utilizadas na implantação dos reflorestamentos, sendo 85% destes indivíduos dispersos de forma anemocórica.

Em relação à orientação geográfica, a variação leste-nordeste das faixas de reflorestamento não influenciou a distribuição dos dados amostrados, isto é, da abundância e da riqueza de espécies lenhosas de todos os grupos analisados, da cobertura de espécies herbáceas sobre o solo, da área basal, da abertura do dossel e das variáveis microclimáticas (Mann-Whitney, $p > 0,05$).

A abundância e a riqueza de espécies de todos os indivíduos lenhosos registrados e dos regenerantes lenhosos classificados como pioneiros e como não pioneiros (Tabela 1) não diferiram em relação à largura da faixa (Kruskal-Wallis; $p > 0,07$) e em relação ao centro e às bordas do reflorestamento (Kruskal-Wallis; $p > 0,46$). No entanto, quando considerados apenas os indivíduos regenerantes lenhosos cujas espécies não foram utilizadas na implantação dos reflorestamentos (Tabela 1), a abundância e a riqueza de espécies aumentaram conforme o aumento da largura da faixa (Kruskal-Wallis, $H \geq 6,1$, $p < 0,04$; Mann-Whitney, $U \geq 37,5$, $p < 0,006$), além de serem maiores no centro do reflorestamento quando comparado às bordas (Kruskal-Wallis, $H \geq 7,0$, $p < 0,03$; Mann-Whitney, $U \geq 41,5$, $p < 0,03$) (Figura 3).

Ao analisar somente os indivíduos regenerantes lenhosos de espécies não plantadas e que possuem síndrome de dispersão zoocórica (Tabela 1), considerando a relação direta deste grupo com a presença de animais dispersores na área, a largura e a posição na faixa de reflorestamento não influenciaram a abundância e a riqueza de espécies (Kruskal-Wallis; $p > 0,28$).

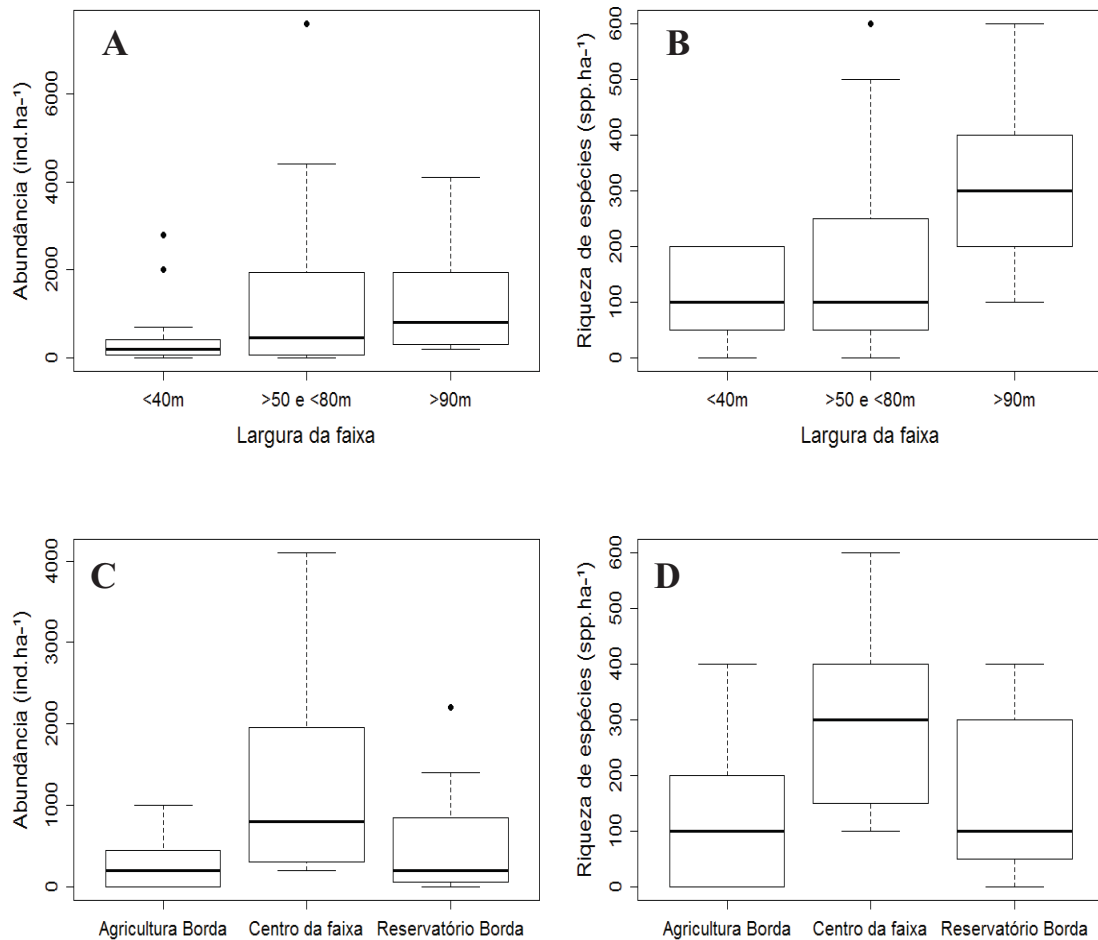


Figura 3. Boxplots dos valores de abundância e riqueza de espécies não plantadas de indivíduos regenerantes lenhosos em relação à largura (A; B) e à posição na faixa (C; D) dos reflorestamentos com espécies nativas situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil. Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,04$), seguido teste de Mann-Whitney ($p < 0,03$).

Tabela 1. Distribuição dos indivíduos regenerantes lenhosos em relação às diferentes larguras de faixa dos reflorestamentos com espécies nativas situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil. **ENP**: espécies não plantadas; **N**: abundância; **S**: riqueza de espécies; **(n)**: valor em porcentagem em relação ao total de indivíduos regenerantes.

| Largura da faixa (m) | Indivíduos regenerantes (ind.ha ⁻¹) | | | | | | | | | |
|----------------------|---|-----|-----------|----------|---------------|----------|-----------|----------|----------------|---------|
| | Total | | Pioneiros | | Não pioneiros | | ENP | | ENP zoocóricos | |
| | N | S | N | S | N | S | N | S | N | S |
| 10 | 3660 | 220 | 3580 (98) | 180 (82) | 80 (2) | 40 (18) | 600 (16) | 60 (27) | 20 (1) | 20 (9) |
| 30 | 1100 | 240 | 1020 (93) | 200 (83) | 80 (7) | 40 (17) | 780 (71) | 120 (50) | 40 (4) | 20 (8) |
| 40 | 1040 | 260 | 890 (85) | 180 (69) | 150 (15) | 80 (31) | 120 (12) | 100 (38) | 60 (6) | 60 (23) |
| 50 | 780 | 180 | 100 (13) | 80 (44) | 680 (87) | 100 (56) | 40 (5) | 60 (33) | 20 (3) | 20 (11) |
| 60 | 5900 | 420 | 4880 (82) | 360 (86) | 1020 (17) | 60 (14) | 2720 (46) | 160 (38) | 40 (1) | 20 (5) |
| 70 | 2780 | 180 | 2700 (97) | 120 (67) | 80 (3) | 60 (33) | 640 (23) | 60 (33) | 0 (0) | 0 (0) |
| 80 | 1920 | 160 | 1880 (98) | 120 (75) | 40 (2) | 40 (25) | 1480 (77) | 60 (38) | 0 (0) | 0 (0) |
| 90 | 4940 | 240 | 4800 (97) | 200 (83) | 140 (3) | 40 (17) | 2580 (52) | 120 (50) | 0 (0) | 0 (0) |
| 100 | 4300 | 320 | 4000 (93) | 200 (63) | 300 (7) | 120 (38) | 880 (20) | 140 (44) | 40 (1) | 40 (13) |
| 120 | 1600 | 180 | 1520 (95) | 140 (78) | 80 (5) | 40 (22) | 480 (30) | 80 (44) | 0 (0) | 0 (0) |

Não houve diferença significativa na cobertura do solo por espécies herbáceas entre as diferentes larguras de faixa de reflorestamento, tanto em relação às gramíneas (Kruskal-Wallis, $p > 0,22$) quanto às outras herbáceas (Kruskal-Wallis, $p > 0,79$). Porém, houve maior cobertura de espécies herbáceas sobre o solo nas bordas do reflorestamento quando comparadas ao centro (Kruskal-Wallis, $H=18,9$, $p < 0,0001$; Mann-Whitney, $U \geq 16$, $p < 0,002$). Na borda voltada para reservatório houve maior cobertura de espécies herbáceas gramíneas (Kruskal-Wallis, $H=20,9$, $p < 0,0001$; Mann-Whitney, $U \geq 17,5$, $p < 0,001$) e na borda voltada para a agricultura houve maior cobertura de espécies herbáceas não gramíneas (Kruskal-Wallis, $H=17,2$, $p < 0,0001$; Mann-Whitney, $U \geq 41$, $p < 0,002$) (Figura 4).

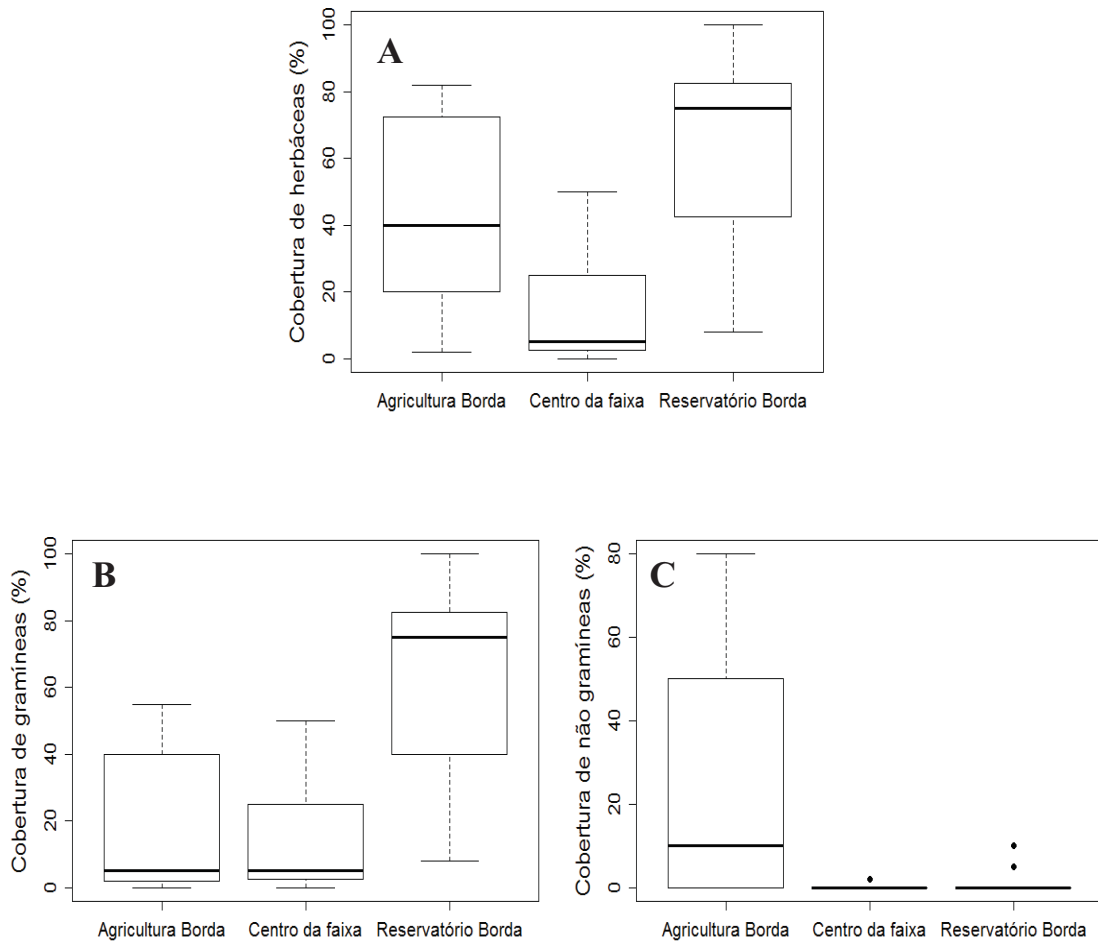


Figura 4. Boxplots dos valores de cobertura do solo por espécies herbáceas (A) classificadas em gramíneas (B) e não gramíneas (C) em relação à posição na faixa dos reflorestamentos com espécies nativas situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil. Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,001$), seguido do teste de Mann-Whitney ($p < 0,002$).

A área basal total do reflorestamento não diferiu em relação à largura e à posição na faixa (Kruskal-Wallis, $p > 0,14$). Contudo, quando considerados apenas os indivíduos regenerantes e, ainda, dentre eles, apenas os indivíduos regenerantes pioneiros, as bordas do reflorestamento apresentaram maior área basal quando comparadas ao centro (Kruskal-Wallis, $H = 10,5$, $p < 0,005$; Mann-Whitney, $U \geq 33$, $p < 0,002$; Figura 5A), apesar de não diferir em relação à largura da faixa (Kruskal-Wallis, $p > 0,57$).

A abertura do dossel também não diferiu entre as diferentes larguras de faixa de reflorestamento (Kruskal-Wallis, $p > 0,57$), no entanto, o dossel é mais aberto na borda voltada para o reservatório quando comparado ao centro da faixa e à borda voltada para a agricultura (Kruskal-Wallis, $H = 18,1$, $p < 0,0001$; Mann-Whitney, $U \geq 19$, $p < 0,0005$; Figura 5B).

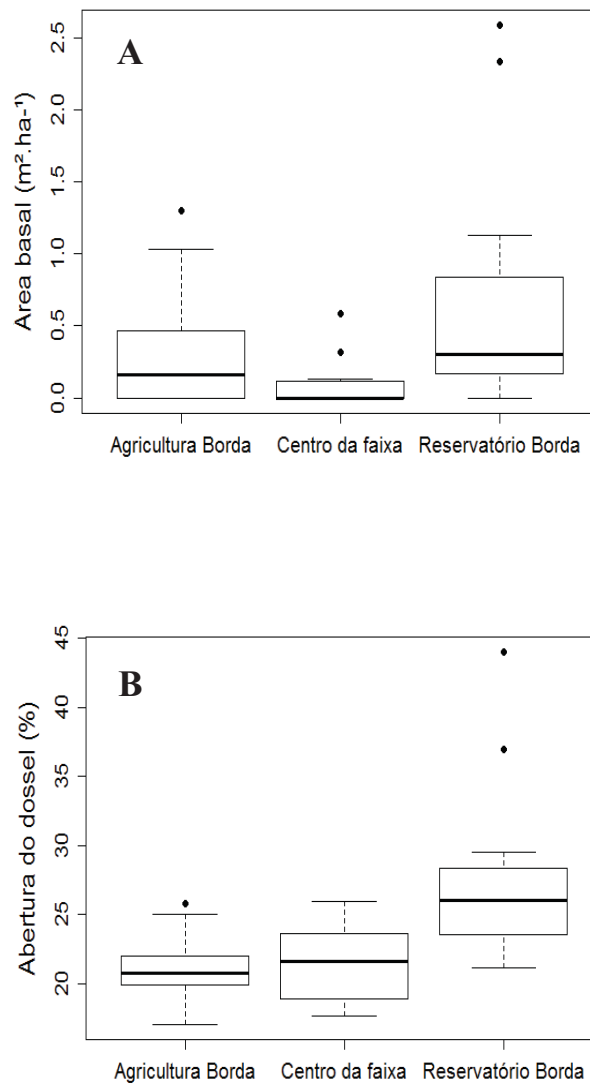


Figura 5. Boxplots dos valores de área basal dos indivíduos regenerantes (A) e abertura do dossel (B) em relação à posição na faixa dos reflorestamentos com espécies nativas situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil. Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,005$), seguido do teste de Mann-Whitney ($p < 0,002$).

Em relação às variáveis microclimáticas, que compreendem a temperatura máxima, a amplitude térmica e a umidade relativa do ar mínima (diárias), não houve diferença significativa entre as faixas de reflorestamento com diferentes larguras (Kruskal-Wallis, $p > 0,24$), porém, a borda voltada para o reservatório diferiu do centro da faixa e da borda voltada para a agricultura, apresentando valores maiores de temperatura e amplitude e menores de umidade (Kruskal-Wallis, $H \geq 10,4$, $p < 0,005$; Mann-Whitney, $U \geq 22$, $p < 0,01$; Figura 6).

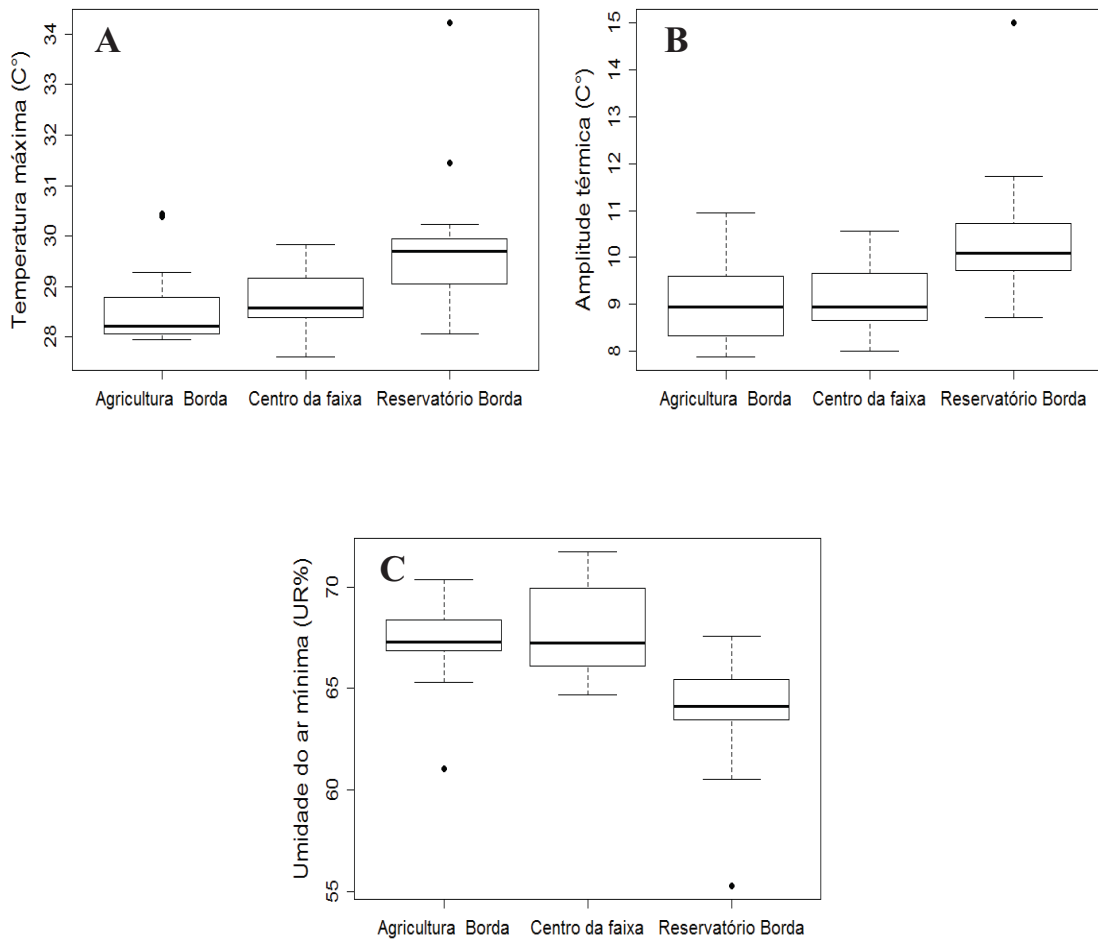


Figura 6. Boxplots dos valores de temperatura máxima (A), amplitude térmica (B) e umidade relativa do ar mínima (C) (diárias) em relação à posição na faixa dos reflorestamentos com espécies nativas situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil. Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,005$), seguido o teste de Mann-Whitney ($p < 0,01$).

A abertura do dossel se correlacionou de forma negativa com a umidade relativa do ar mínima e de forma positiva com a cobertura do solo por espécies herbáceas gramíneas, com a temperatura máxima e com a amplitude térmica (Tabela 2).

Tabela 2. Coeficientes de correlação de Spearman (r_s) entre a abertura do dossel e as demais variáveis analisadas em reflorestamentos com espécies nativas situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil.

| | Abertura do dossel (%) | |
|--|------------------------|----------------------|
| | r_s | p |
| Área basal total ($m^2.ha^{-1}$) | -0,106 | 0,33 |
| Área basal dos indivíduos regenerantes ($m^2.ha^{-1}$) | 0,170 | 0,11 |
| Cobertura de espécies herbáceas gramíneas (%) | 0,502 | $9,5 \times 10^{-7}$ |
| Cobertura de espécies herbáceas não gramíneas (%) | 0,004 | 0,99 |
| Abundância total ($ind.ha^{-1}$) | -0,191 | 0,07 |
| Riqueza de espécies total ($spp.ha^{-1}$) | -0,105 | 0,33 |
| Abundância de indivíduos regenerantes ($ind.ha^{-1}$) | -0,147 | 0,17 |
| Riqueza de espécies de indivíduos regenerantes ($spp.ha^{-1}$) | -0,150 | 0,16 |
| Temperatura máxima (C°) | 0,357 | $1,3 \times 10^{-3}$ |
| Amplitude térmica (C°) | 0,336 | $2,6 \times 10^{-3}$ |
| Umidade relativa do ar mínima (C°) | -0,339 | $2,3 \times 10^{-3}$ |

Em síntese gráfica, a figura 7 representa as diferentes larguras da faixa de reflorestamento (7A) e simula a hipótese do estudo (7B), onde quanto maior a largura da faixa de reflorestamento menor a intensidade do efeito de borda na região central da faixa sobre as variáveis analisadas. Contudo, este padrão se mostrou válido apenas para a regeneração natural de espécies nativas.

O padrão para área basal e cobertura de espécies herbáceas sobre o solo está representado na figura 7C, onde a intensidade do efeito de borda na região central da faixa de reflorestamento não difere entre as diferentes larguras, entretanto, na região das bordas estes efeitos são intensificados. Já para a abertura do dossel,

temperatura máxima, amplitude térmica e umidade relativa do ar mínima os efeitos de borda são intensificados apenas na região da borda voltada para o reservatório, conforme representado na figura 7D.

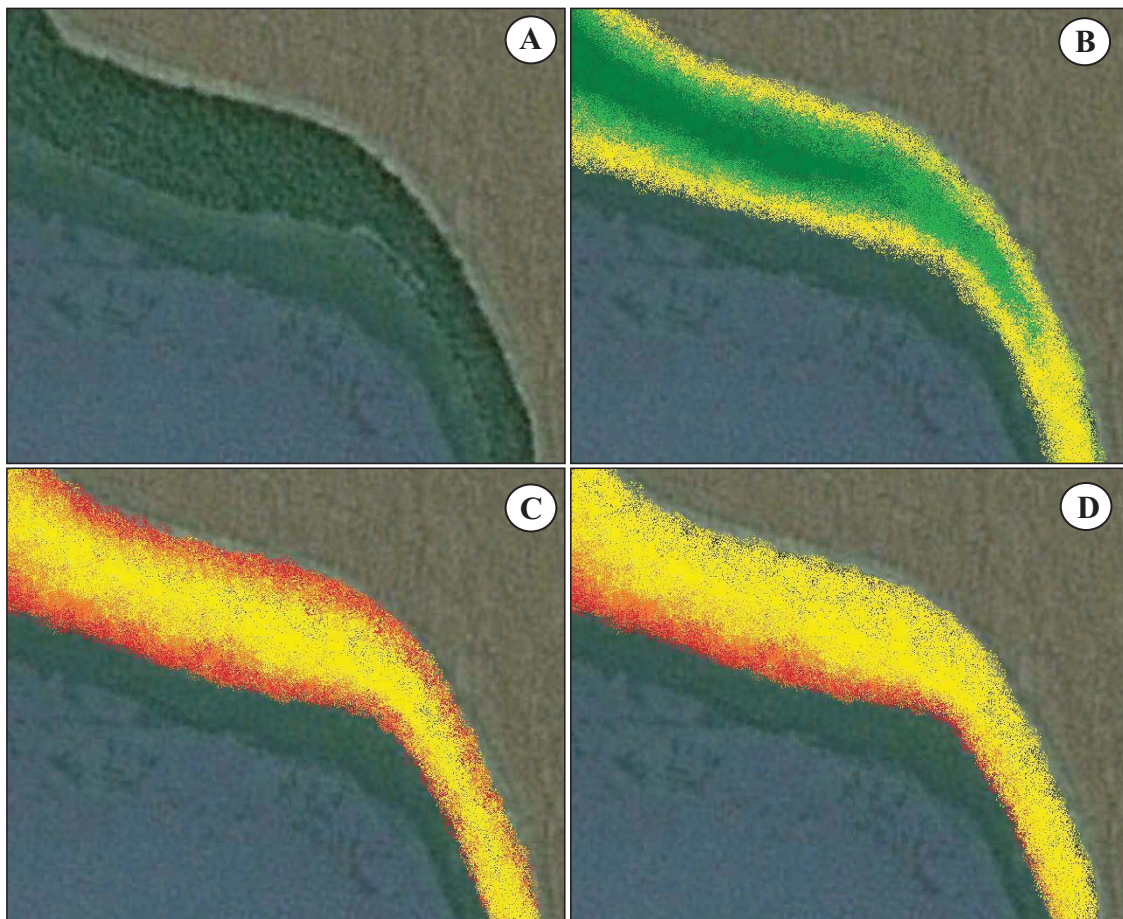


Figura 7. Síntese gráfica da área de estudo com diferentes larguras da faixa de reflorestamento (A), da hipótese do estudo (B) e dos resultados obtidos (B, C e D) para as variáveis analisadas. A transição do amarelo para o vermelho representa o aumento de intensidade dos efeitos de borda, e, de maneira oposta, a transição do amarelo para o verde representa a diminuição de intensidade destes efeitos.

Fonte: *Google Earth* (2012) - adaptado.

4. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos indicam que a largura da faixa de reflorestamento não exerceu influência sobre a maioria das variáveis analisadas. No entanto, é notória a importância da ocorrência de variação na distribuição dos indivíduos regenerantes de espécies não plantadas, que apresentaram maior abundância e riqueza de espécies na região central das faixas mais largas. O estabelecimento destes indivíduos é fundamental para a recuperação da integridade ecológica e da estabilidade das áreas restauradas, garantindo a evolução da comunidade no espaço e no tempo e possibilitando uma perpetuação autossuficiente (ALMEIDA-CORTEZ, 2004; RODRIGUES et al., 2007; ENGEL; PARROTA, 2008; MARTINS, 2012).

Uma vez que os reflorestamentos analisados acumulam um número considerável espécies nativas não plantadas, predominantemente anemocóricas, e não diferem em relação à distribuição dos indivíduos regenerantes zoocóricos, provavelmente, os principais limitadores da regeneração natural que diferenciam as áreas amostradas estão relacionados aos filtros pós-dispersão. Em áreas onde a dispersão de sementes não é um fator limitante, o estabelecimento das plântulas, considerada a fase mais crítica devido à elevada mortalidade (FENNER; THOMPSON, 2005), depende crucialmente do local onde as sementes foram depositadas, devido às condições propícias de microssítio (BARBERÁ et al., 2006; DOUST et al., 2006; FLEURY; GALETTI, 2006; FRANCES et al., 2010; BERTACCHI, 2012).

Os microssítios são caracterizados por diversas combinações de atributos favoráveis de extrema importância para a sobrevivência e o desenvolvimento das plântulas (BERTACCHI, 2012), que incluem, além do microclima, a textura e umidade do solo, disponibilidade de nutrientes, quantidade de serapilheira e de gramíneas e

ausência de herbívoros, predadores e patógenos, dentre outras características (SCARIOT, 2000; GILLMAN; OGDEN, 2005; MANTOANI et al., 2012). Deste modo, embora diferenças microclimáticas expressivas não tenham sido detectadas neste estudo, possivelmente, a região central das faixas de reflorestamento com as maiores larguras ofereceu condições de microssítio mais favoráveis para o desenvolvimento dos indivíduos regenerantes de espécies não plantadas, quando comparada à região das bordas.

As zonas de influência das bordas estão submetidas a uma maior intensidade dos efeitos ocasionados pelos fatores externos aos reflorestamentos, principalmente por estes estarem inseridos em uma paisagem hostil de baixa complexidade estrutural e pouca biomassa, formada por plantações agrícolas e áreas de depleção do reservatório dominadas por gramíneas. Estes efeitos podem estar alterando as características abióticas nas bordas dos reflorestamentos, além das analisadas neste estudo, e, conseqüentemente, afetando as condições bióticas relacionadas ao estabelecimento e à distribuição dos indivíduos (MURCIA, 1995).

Além disto, os efeitos de borda podem estar afetando indiretamente a interação entre as espécies, como, por exemplo, intensificando a herbivoria na região das bordas, uma vez que os herbívoros têm preferência por tecidos vegetais de espécies pioneiras, que, devido a adaptações as condições de alta luminosidade, possuem o crescimento favorecido nas bordas (MURCIA, 1995; URBAS et al., 2007; WIRTH et al., 2007).

Nos reflorestamentos amostrados, a alta luminosidade nas bordas, ocasionada, principalmente, pela incidência lateral de luz, além de favorecer o crescimento em área basal dos indivíduos regenerantes, sobretudo das espécies pioneiras, beneficiou o aumento da cobertura de herbáceas sobre o solo.

A espécie herbácea predominante foi o capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs), uma gramínea exótica invasora considerada extremamente agressiva (PIVELLO et al., 1999; MATOS; PIVELLO, 2009). O prejuízo causado pela invasão de gramíneas exóticas em reflorestamentos é reconhecido por diversos estudos (HOLL et al., 2000; ENGEL; PARROTTA, 2001; SOUZA; BATISTA, 2004; DOUST et al., 2008), afetando principalmente a regeneração natural ao retardar o aumento da abundância e da riqueza de espécies lenhosas nativas (DUNCAN; CHAPMAN, 2003; VIDRA et al.; 2007; MARTINS, 2011; MANTOANI et al., 2012).

As gramíneas tendem a formar uma elevada biomassa que, devido à intensa captação de recursos durante o crescimento, altera os ciclos dos nutrientes (ASNER; BEATTY, 1996). Além disto, a densa camada gramínea limita a chegada das sementes e da luminosidade na superfície do solo, o que pode prejudicar os processos de germinação e estabelecimento das espécies lenhosas nativas (HUGHES; VITOUSEK, 1993). Apesar da presença de gramíneas ser significativamente maior apenas na borda voltada para o reservatório, na borda voltada para a agricultura há predominância de herbáceas não gramíneas, principalmente de espécies do gênero *Commelina* spp. (trapoeraba), que podem de alguma maneira, assim como as gramíneas, estar atuando negativamente sobre as espécies lenhosas nativas.

O aumento expressivo da cobertura de gramíneas na região da borda voltada para o reservatório, assim como o aumento da temperatura e a diminuição da umidade relativa do ar, é resultado da menor cobertura do dossel e, conseqüentemente, da maior incidência luminosa presente na área, conforme igualmente relatado por diversos estudos (JENNINGS et al., 1999; MACIEL et al., 2002; SOUZA; BATISTA, 2004; MELEASON; QUINN; 2004).

Esta menor cobertura do dossel é resultante da composição diferenciada de espécies utilizada na área durante a implantação dos reflorestamentos, intencionada para aumentar a eficiência dos plantios ao evitar a mortalidade dos indivíduos. Esta região está sujeita a condições de alagamento periódico, quando o reservatório se encontra em níveis máximos de armazenamento de água, deste modo, foram plantadas preferencialmente espécies com características de habitats alagáveis e úmidos.

Nas parcelas amostradas nas bordas voltadas para o reservatório foi registrada uma alta predominância (cerca de 65%) de indivíduos plantados das espécies embaúba (*Cecropia pachystachya* Trécul), sangra d'água (*Croton urucurana* Baill.) e pau viola (*Citharexylum myrianthum* Cham.). Apesar de essas três espécies apresentarem resistência ao estresse de um possível alagamento (ANDRADE et al., 1999; LUCHI, 2004; BATISTA et al., 2008), suas copas não são muito densas a ponto de formarem um dossel contínuo capaz de controlar eficientemente a incidência luminosa, principalmente a copa da embaúba considerada rala e estreita (LORENZI, 2002).

Quase não foram registrados indivíduos plantados destas três espécies nas demais áreas amostradas, inclusive nas faixas estreitas. Devido à largura reduzida e à proximidade ao corpo d'água e suas consequências, era esperado que a composição de espécies plantadas nas faixas estreitas fosse similar à das bordas das faixas largas voltadas para o reservatório. No entanto, a composição de espécies das faixas estreitas é similar a das demais áreas amostradas, ou seja, do centro da faixa e da borda voltada para a agricultura, o que ocasiona uma estrutura florestal similar entre estes ambientes, considerando o estágio de desenvolvimento estrutural dos reflorestamentos amostrados, que apresentam aproximadamente oito anos de implantação.

Visto que reflorestamentos com espécies nativas tendem a evoluir estruturalmente ao longo do tempo (MELO; DURIGAN, 2007; BERTACCHI, 2012), é possível que quando as áreas restauradas apresentarem uma estrutura florestal mais desenvolvida, comparável à de uma floresta madura, por exemplo, a largura da faixa se torne um fator determinante para a comunidade vegetal (BURKE; NOL, 1998; MELO et al. 2007).

Em florestas maduras o dossel se torna mais fechado conforme se afasta da borda (HESTER; HOBBS, 1992; HARPER et al., 2005; FARIA et al.; 2009), logo, quanto maior a largura da faixa maior a região central, que está mais distante das bordas, e, portanto, apresenta um dossel mais fechado, que possibilita um microclima mais ameno e um maior estabelecimento de espécies lenhosas nativas, como demonstrado por diversos estudos (LAURANCE; YENSEN, 1991; LEDWITH, 1996; METZGER et al., 1997; GEHLHAUSEN et al., 2000; MELEASON; QUINN, 2004).

Contudo, é igualmente possível que, ao longo do tempo, os reflorestamentos amostrados não alcancem os padrões estruturais esperados e comparáveis ao de florestas maduras. As áreas restauradas podem manter uma acentuada heterogeneidade do dossel, distribuída de forma intrínseca ao longo de toda sua extensão, que se mostre mais eficiente na modulação do microclima que a distância das bordas (HARPER; MACDONALD, 2002). Nestas condições, a largura da faixa de reflorestamento pode em nenhum momento influenciar expressivamente a comunidade vegetal, uma vez que estas áreas experimentam efeitos de borda sutis. Condições semelhantes a estas têm sido demonstradas em fragmentos de Cerrado (QUEIROGA, 2001; MENDONÇA, 2010).

Entretanto, cabe ressaltar que, independentemente de como os reflorestamentos se comportarão no futuro, é amplamente reconhecido que a

manutenção destas áreas exerce uma importante influência sobre a proteção dos recursos hídricos (WENGER, 1999; SILVA, 2003; ALLMENDINGER et al., 2005; MOORE et al., 2005). Quanto maior a largura da faixa maior a eficiência da área para desempenhar funções e serviços ambientais, como: estabilização de taludes e encostas, manutenção da morfologia do rio, proteção a inundações, retenção de resíduos de produtos químicos como agrotóxicos e fertilizantes, controle da temperatura da água e fornecimento de alimento e habitat para as espécies aquáticas, dentre muitos outros (CHECCHIA, 2003; PEREIRA; PEREIRA, 2010; VANZELA et al., 2010).

Portanto, ainda que a largura da faixa não influencie expressivamente a comunidade vegetal de reflorestamentos com oito anos de implantação, é fundamental a manutenção destas áreas restauradas com larguras adequadas que desempenhem satisfatoriamente serviços ambientais essenciais para a proteção dos recursos hídricos.

5. CONCLUSÃO

A maior parte das variáveis analisadas neste estudo não diferiu em relação às áreas amostradas. No entanto, na região central das faixas mais largas houve maior abundância e riqueza de espécies não utilizadas na implantação dos reflorestamentos. O estabelecimento destas espécies pode ser uma resposta a eventuais condições propícias de microclima, não presentes na região das bordas que apresentaram elevada cobertura de herbáceas.

Ainda que a largura da faixa não exerça uma forte influência sobre a comunidade vegetal de reflorestamentos com oito anos de implantação, e independentemente se exercerá no futuro, cabe ressaltar que é de fundamental importância a influência destas áreas restauradas com larguras apropriadas para a proteção dos recursos hídricos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SÁBER, A. N. Do código florestal para o código da biodiversidade. **Biota Neotropica**, v.10, n.4, p.331-336, 2010.
- ALLMENDINGER, N. E.; PIZZUTO, J. E.; POTTER, N. JR.; JOHNSON, T. E.; HESSION, W. C. The influence of riparian vegetation on stream width, Eastern Pennsylvania, USA. **Geological Society of America Bulletin**, v.117, n.2, p.1-15, 2005.
- ALMEIDA-CORTEZ, J. S. Dispersão e banco de sementes. In: FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, E. F. (eds.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: ARTIMED, 2004. p.225-235.
- ANDRADE, A. C. S.; RAMOS, F. N.; SOUZA, A. F.; LOUREIRO, M. B.; BASTOS, R. Flooding effects in seedlings of *Cytherexylum myrianthum* Cham. and *Genipa americana* L.: responses of two neotropical lowland tree species. **Revista Brasileira de Botânica**, v.22, n.2, p.281-285, 1999.
- ASNER, G. P.; BEATTY, S. W. Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. **Plant & Soil**, v.186, p.205-211, 1996.
- BARBERÁ, G. G.; NAVARRO-CANO, J. A.; CASTILLO, V. M. Seedling recruitment in a semi-arid steppe: The hole of microsite and post-dispersal seed predation. **Journal of Arid Environments**, v.67, n.4, p.701-714, 2006.
- BATISTA, C. U. N.; MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; MEDRI, C.; PIMENTA, J. A. Tolerância à inundação de *Cecropia pachystachya* Trec. (Cecropiaceae): aspectos ecofisiológicos e morfoanatômicos, **Acta Botânica Brasilica**, v.22, n.1, p.91-98, 2008.
- BERTACCHI, M. I. F. **Micro-sítio como filtro para o estabelecimento de regenerantes arbóreos em áreas restauradas** 2012. 123f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.
- BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 15 de Outubro de 2012.
- BURKE, D. M.; NOL, E. Edge and fragment size effects on the vegetation of deciduous forests on Ontario, Canada. **Natural Areas Journal**, v.18, n.1, p.45-53, 1998.
- CHECCHIA, T. Influência da zona ripária sobre os recursos hídricos: aspectos quantitativos e qualitativos. In: SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS, 1, 2003, Alfredo Wagner. **Anais...** Alfredo Wagner: UFSC, 2003. p.87-101.

DOUST, S. J., ERSKINE, D. P., LAMB, D. Restoring rainforest species by direct seeding: tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecological Management**, v.256, n.5, p.1178-1188, 2008.

DOUST, S. J.; ERSKINE, D. P.; LAMB, D. Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, v.234, n.1, p.333-343, 2006.

DUNCAN, R. S.; CHAPMAN, C. A. Tree-Shrub interactions during early secondary forest succession in Uganda. **Restoration Ecology**, v.11, n.2, p.198-207, 2003.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Mapa de solos do Brasil**, 2011. Disponível em: <http://www.cnps.embrapa.br/>. Acesso em: 31 de janeiro de 2013.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Florestais, 2008. p.3-26.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.152, p.169-181, 2001.

FARIA, D.; MARIANO-NETO, E.; ZANFORLIN MARTINI, A. M.; ORTIZ, J. V.; MONTINGELI, R.; ROSSO, S.; PACIENCIA, M. B.; BAUMGARTEN, J. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: the effect of fragmentation and recovery after clear cut. **Forest Ecology and Management**, v.257, n.1, p.2226-2234, 2009.

FENNER, M.; THOMPSON, K. **The ecology of seeds**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. 250p.

FLEURY, M.; GALETTI, M. Forest fragment size and microhabitat effects on palm seed predation. **Biological Conservation**, v.131, n.1, p.1-13, 2006.

FRANCES, A. L.; ADAMS, C. R.; NORCINI, J. G. Importance of seed and microsite limitation: native wildflower establishment in non-native pasture. **Restoration Ecology**, v.18, n.6, p.944-953, 2010.

FRAZER, G. W.; CANHAN, C. D.; LERTZMAN, K. P. **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. New York: Simon Fraser University; Institute of Ecosystem Studies, Copyright, 1999.

GEHLHAUSEN, S. M.; SCHWARTZ, M. W.; AUGSPURGER, C. K. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. **Plant Ecology**, v.147, n.1, p.21-35, 2000.

GILLMAN, L. N.; OGDEN, J. Microsite heterogeneity in litterfall risk to seedlings. **Austral Ecology**, v.30, p.497-504, 2005.

GOOGLE EARTH (versão 6.2.2.). **Data das imagens:** 11 de Novembro de 2011. Disponível em: <earth.google.com.br>. Acesso em: 20 de Dezembro de 2012.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E. Structure and composition of edges next to regenerating clearcuts in mixed-wood boreal forest. **Journal of Vegetation Science**. v.13, n. 4, p.535-546, 2002.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K. D.; SAUNDERS, S. C.; EUSKIRCHEN, E. S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M. S.; ESSEEN, P. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v.19, n.3, p.768-782, 2005.

HESTER, A. J.; HOBBS, R. J. Influence on fire and soil nutrients on native and non-native annuals at remnant vegetation edges in the Western Australian wheatbelt. **Journal of Vegetation Science**, v.3, p.101-108, 1992.

HOBBS, R. J. The ecological context: a landscape perspective In: PERROW, M. R.; DAVY, A. J. (eds.). **Handbook of Ecological Restoration**. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. p.47-65.

HOLL, K. D.; LOIK, M. E.; LIN, E. H. V., SAMUELS, I. A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v.8, p.339-349, 2000.

HUGHES, F.; VITOUSEK, P. M. Barriers to shrub establishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. **Oecologia**, v.93, p.557-563, 1993.

IAPAR - Instituto Agrônômico do Paraná. **Cartas climáticas do estado do Paraná**. 2000. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677>>. Acesso em: 11 de setembro de 2012.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Vegetação do Brasil**, 2004. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>>. Acesso em: 31 de janeiro de 2013.

JENNINGS, S. B.; BROWN, N. D.; SHEIL, D. Assessing forest canopies and understory illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. **Forestry**, v.72, n.1, p.59-73, 1999.

LAURANCE, W. F.; YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, v.55, n.1, p.77-92, 1991.

LEDWITH, T. S. The effects of buffer strip width on air temperature and relative humidity in a stream riparian zone. **Watershed Management Council Networker**, v.6, n.5, n.p, 1996.

- LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2002. 368p.
- LUCHI, A. Anatomia do lenho de *Croton urucurana* Baill. (Euphorbiaceae) de solos com diferentes níveis de umidade. **Revista Brasileira Botânica**, v.27, n.2, p.271-280, 2004.
- MACIEL, M. N. M.; WATZLAWICK, L. F., SCHOENINGER, E. R.; YAMAJI, F. M. Efeito da radiação solar na dinâmica de uma floresta. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v.4, n.1, p.102-114, 2002.
- MANTOANI, M. C.; ANDRADE, G. R.; CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D. Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v.33, n.1, p.97-110, 2012.
- MARTINS, F. A. **Controle de gramíneas exóticas invasoras em área de restauração ecológica com plantio total, Floresta Estacional Semidecidual, Itu-SP**. 2011. 112f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2001. 143p.
- MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. 293p.
- MATOS, D. M. S.; PIVELLO, V. R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, v.61, n.1, p.27-30, 2009.
- MELEASON, M.; QUINN, J. M. Influence of riparian buffer width on air temperature at Whangapoua Forest, Coromandel Peninsula, New Zealand. **Forest Ecology and Management**, v.191, p.365-371, 2004.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, v.73, p.101-111, 2007.
- MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, v.31, n.2, p.321-328, 2007.
- MENDONÇA, A. H. **Efeito de borda sobre a comunidade vegetal do cerrado *stricto sensu* inserido em matriz de pastagem**. 2010. 172f. Dissertação (Mestrado em Ciência da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

METZGER, J. P.; BERNACCI, L. C.; GOLDENBERG, R. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments with different widths (SE Brazil). **Plant Ecology**, v.133, p.135-152, 1997.

MOORE, R. D.; SPITTLEHOUSE, D. L.; STORY, A. Riparian Microclimate and Stream Temperature Response to Forest Harvesting: A Review. **Journal of the American Water Resources Association**, v.41, n.4, p.813-834, 2005.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v.10, p.58-62, 1995.

PEREIRA, L. A.; PEREIRA, M. C. T. Bacia hidrográfica e sua relação com o ecossistema ripário. In: WORKSHOP SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS DE MATA CILIAR NO SEMIÁRIDO, 1, 2010, Petrolina. **Anais... Petrolina: Embrapa Semiárido**, 2010. p.6-15.

PIVELLO, V. R.; CARVALHO, V. M. C.; LOPES, P. F.; PECCININI, A. A.; ROSSO, S. Abundance and distribution of native and invasive alien grasses in a “cerrado” (Brazilian savanna) biological reserve. **Biotropica**, v.31, p.71-82, 1999.

QUEIROGA, J. L. **Efeitos de borda em fragmentos de cerrado em áreas de agricultura do Maranhão**. 2001. 32f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2001.

RIES, L.; FLETCHER, R. J. Jr.; BATTIN, J.; SISK, T. D. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.35, p.491-522, 2004.

RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007, 268p.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. **Conservation biology**, v.5, n.1, p.18-32, 1991.

SBPC; ABC - Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência; Academia Brasileira de Ciência. **O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo**. 2ed. São Paulo: SBPC, 2012. 149p.

SCARIOT, A. Seedling mortality by litterfall in amazonian forest fragments. **Biotropica**, v.32, n.4, p.662-669, 2000.

SER (Society for Ecological Restoration International - Science and Policy Working Group). **The SER international primer on ecological restoration**. Tucson: Society for Ecological Restoration International. 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org>>, Acesso em: 18 de setembro de 2012.

SILVA, R. V. Estimativa de largura de faixa vegetativa para zonas ripárias: uma revisão. In: SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS, 1, 2003, Alfredo Wagner. **Anais...** Alfredo Wagner: UFSC, 2003. p.74-86.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, p.185-200, 2004.

SUGANUMA, M. S. **Avaliação de sucesso da restauração florestal baseada em estrutura florestal e processos do ecossistema**. 2008. 94f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008.

URBAS, P.; ARAÚJO-JR., M. V.; LEAL, I. R.; WIRTH, R. Cutting more from cut forests-edge effects on foraging and herbivory of leaf-cutting ants. **Biotropica**, v.39, n.4, p.489-495, 2007.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.1, p.55-64, 2010.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v.12, n.32, p.25-42, 1998.

VIDRA, R. L.; SHEAR, T. H.; STUCKY, J. M. Effects of vegetation removal on native understory recovery in an exotic-rich urban forest. **Journal of the Torrey Botanical Society**, v.134, n.3, p.410-419, 2007.

WENGER, S. **A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation**. Georgia: Office of Public Service & Outreach, 1999. 59p.

WIRTH, R.; MEYER, S. T.; ALMEIDA, W. R.; ARAÚJO-JR., M. V.; BARBOSA, V. S.; LEAL, I. R. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. **Journal of tropical Ecology**, v.23, p.501-505, 2007.

ANEXOS

Anexo 1. Espécies lenhosas amostradas nos reflorestamentos situados no entorno do reservatório de Capivara, PR, Brasil. Espécies nativas classificadas conforme a categoria sucessional em pioneiras (P) ou não pioneiras (NP), conforme a síndrome de dispersão em zoocóricas (ZOO), anemocóricas (ANE) ou autocóricas (AUT) e por terem sido (Sim) ou não terem sido (Não) utilizadas na implantação dos reflorestamentos. Espécies exóticas indicadas com asterisco (*).

| Família/Espécie | Categoria sucessional | Síndrome de Dispersão | Espécie plantada |
|---|-----------------------|-----------------------|------------------|
| ANACARDIACEAE | | | |
| <i>Lithraea molleoides</i> Engl. | NP | ZOO | Sim |
| <i>Mangifera indica</i> L. * | | | |
| <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi | P | ZOO | Sim |
| APOCYNACEAE | | | |
| <i>Tabernaemontana hystrix</i> (A. DC.) Miers | P | ZOO | Sim |
| ARECACEAE | | | |
| <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman | NP | ZOO | Não |
| ASTERACEAE | | | |
| <i>Baccharis dracunculifolia</i> DC. | P | ANE | Não |
| <i>Baccharis trinervis</i> Pers. | P | ANE | Não |
| <i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M. King & H. Rob | P | ANE | Não |
| <i>Melampodium divaricatum</i> (Rich.) DC. | P | ANE | Não |
| <i>Pterocaulon lanatum</i> Kuntze | P | ANE | Não |
| <i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less. | P | ANE | Não |
| <i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less. | P | ANE | Não |
| BIGNONIACEAE | | | |
| <i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos | NP | ANE | Não |
| BORAGINACEAE | | | |
| <i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud. | NP | ANE | Sim |
| CANNABACEAE | | | |
| <i>Trema micrantha</i> (L.) Blume | P | ZOO | Sim |
| CARICACEAE | | | |
| <i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC. | P | ZOO | Sim |
| COMBRETACEAE | | | |
| <i>Terminalia catappa</i> L. * | | | |
| EUPHORBIACEAE | | | |
| <i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. | NP | ZOO | Sim |
| <i>Croton floribundus</i> Spreng. | P | AUT | Sim |
| <i>Croton urucurana</i> Baill. | P | AUT | Sim |

 Continuação Anexo 1

FABACEAE

| | | | |
|---|----|-----|-----|
| <i>Acacia polyphylla</i> DC. | NP | ANE | Sim |
| <i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart | NP | AUT | Sim |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan | NP | AUT | Sim |
| <i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan | NP | AUT | Sim |
| <i>Bauhinia forficata</i> Link | NP | AUT | Sim |
| <i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong | NP | AUT | Sim |
| <i>Inga marginata</i> Willd. | NP | ZOO | Sim |
| <i>Inga</i> sp. | NP | ZOO | Sim |
| <i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan | NP | ANE | Sim |
| <i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub. | NP | AUT | Sim |
| <i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr. | NP | AUT | Sim |
| <i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby | NP | AUT | Sim |
| <i>Senna occidentalis</i> (L.) Link | NP | AUT | Não |
| <i>Pterogyne nitens</i> Tul. | NP | ANE | Sim |

LAMIACEAE

| | | | |
|-----------------------------------|---|-----|-----|
| <i>Aegiphila sellowiana</i> Cham. | P | ZOO | Sim |
|-----------------------------------|---|-----|-----|

LAURACEAE

| | | | |
|-------------------------------------|----|-----|-----|
| <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees | NP | ZOO | Não |
|-------------------------------------|----|-----|-----|

MALVACEAE

| | | | |
|---|----|-----|-----|
| <i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl. | P | ANE | Sim |
| <i>Chorisia speciosa</i> A. St.-Hil. | NP | ANE | Sim |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. | P | ZOO | Sim |
| <i>Heliocarpus americanus</i> L. | P | ANE | Sim |
| <i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq. | P | ZOO | Não |

MELIACEAE

| | | | |
|----------------------------------|----|-----|-----|
| <i>Guarea kunthiana</i> A. Juss. | NP | ZOO | Não |
| <i>Guarea macrophylla</i> Vahl | NP | ZOO | Não |
| <i>Trichilia pallida</i> Sw. | NP | ZOO | Não |

MORACEAE

| | | | |
|--|----|-----|-----|
| <i>Ficus guaranitica</i> Chodat | NP | ZOO | Sim |
| <i>Ficus</i> sp | NP | ZOO | Sim |
| <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud. | NP | ZOO | Sim |

MYRTACEAE

| | | | |
|---|----|-----|-----|
| <i>Eugenia uniflora</i> L. | NP | ZOO | Não |
| <i>Myrciaria cauliflora</i> (Mart.) O. Berg | NP | ZOO | Não |
| <i>Psidium guajava</i> L. * | | | |
| <i>Syzygium jambolanum</i> (Lam.) DC | NP | ZOO | Não |

NYCTAGINACEAE

| | | | |
|---|----|-----|-----|
| <i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd. | NP | ANE | Sim |
| <i>Pisonia aculeata</i> L. | P | ZOO | Sim |

 Continuação Anexo 1

PHYTOLACCACEAE

Galesia integrifolia (Spreng.) Harms

NP

ANE

Sim

Phytolacca dioica L.

P

AUT

Sim

RHAMNACEAE

Colubrina glandulosa Perkins

NP

AUT

Sim

RUBIACEAE

Coffea arabica L. *

RUTACEAE

Murraya paniculata (L.) Jack **Zanthoxylum caribaeum* Lam.

NP

ZOO

Sim

Zanthoxylum rhoifolium Lam.

NP

ZOO

Sim

SOLANACEAE

Cestrum intermedium Sendtn.

P

ZOO

Sim

Cestrum strigilatum Ruiz & Pav.

P

ZOO

Não

Solanum mauritianum Scop.

P

ZOO

Sim

URTICACEAE

Cecropia pachystachya Trécul

P

ZOO

Sim

VERBENACEAE

Citharexylum myrianthum Cham.

P

ZOO

Sim

Lantana camara L.

P

ZOO

Não

Lantana canescens Kunth

P

ANE

Não

Anexo 2. Aspecto dos reflorestamentos com espécies nativas amostrados, enfatizando a região da borda voltada para a agricultura (A), a região da borda voltada para o reservatório de Capivara (B) e o centro da faixa de reflorestamento (C), Município de Primeiro de Maio, PR, Brasil.



