

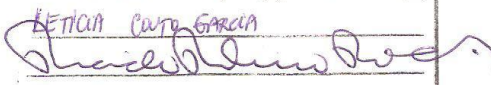
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA



LETÍCIA COUTO GARCIA

**AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DE
MATAS CILIARES EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO**

☐ o exemplar corresponde à redação final
☒ tese defendida pelo(a) candidato (a)
LETICIA COUTO GARCIA

☐ aprovada pela Comissão Julgadora.

Tese apresentada ao Instituto de
Biologia para obtenção do Título de
Doutor em Biologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

Co-Orientador: Prof. Dr. Flavio Antonio Maës dos Santos

Campinas, 2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA POR
ROBERTA CRISTINA DAL' EVEDOVE TARTAROTTI – CRB8/7430
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP

G165a Garcia, Letícia Couto, 1981-
Avaliação da sustentabilidade ecológica de matas
ciliares em processo de restauração / Letícia Couto
Garcia. – Campinas, SP: [s.n.], 2012.

Orientador: Ricardo Ribeiro Rodrigues.
Coorientador: Flavio Antonio Maës dos Santos.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de
Campinas, Instituto de Biologia.

1. Fenologia vegetal. 2. Grupos ecológicos. 3.
Mata Atlântica. 4. Florestas - Restauração. 5.
Diversidade funcional. 6. Plantas nativas. I.
Rodrigues, Ricardo Ribeiro. II. Santos, Flavio Antonio
Maës dos, 1958-. III. Universidade Estadual de
Campinas. Instituto de Biologia. IV. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em Inglês: Ecological sustainability assessment of riparian forests under restoration

Palavras-chave em Inglês:

Plant phenology

Ecological groups

Atlantic forest

Forest restoration

Functional diversity

Native plants

Área de concentração: Biologia Vegetal

Titulação: Doutor em Biologia Vegetal

Banca examinadora:

Ricardo Ribeiro Rodrigues [Orientador]

Pedro Henrique Santin Brancalion

Natalia Macedo Ivanauskas

Sergius Gandolfi

Flaviana Maluf de Souza

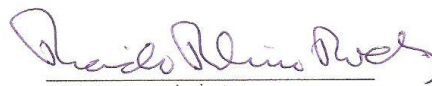
Data da defesa: 23-01-2012

Programa de Pós Graduação: Biologia Vegetal

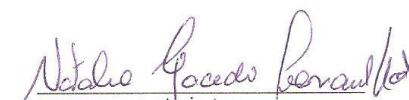
Campinas, 23 de janeiro de 2012

BANCA EXAMINADORA

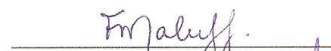
Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues (Orientador)


Assinatura

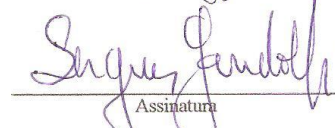
Dra. Natália Macedo Ivanauskas


Assinatura

Dra. Flaviana Maluf de Souza


Assinatura

Prof. Dr. Sergius Gandolfi


Assinatura

Prof. Dr. Pedro Henrique Santin Brancalion


Assinatura

Dra. Simone Aparecida Vieira

Assinatura

Prof. Dr. Rafael Silva Oliveira

Assinatura

Dra. Luciana Ferreira Alves

Assinatura

RESUMO

A busca pela restauração de ambientes degradados tem sido um desafio em todas as regiões do planeta e há consenso de que estudos ecológicos podem contribuir para o aprimoramento da prática da restauração. No entanto, pouco se conhece sobre a trajetória dos ecossistemas em processo de restauração, especialmente quanto ao restabelecimento da diversidade de espécies e de suas funções nos processos ecológicos. O objetivo da pesquisa proposta foi verificar se há ou não a previsibilidade da recuperação de atributos ao longo do tempo, no que tange à diversidade de espécies, estrutura da vegetação, grupos funcionais, diversidade e redundância funcional e oferta de recursos para a fauna, em comunidades vegetais de matas ciliares em restauração em comparação com um ecossistema de referência. O objeto de estudo foram matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual, na região central do Estado de São Paulo, cujos plantios utilizaram elevada diversidade inicial. Foram amostrados mensalmente todos os indivíduos em reprodução de todas as formas de crescimento e a sua fenologia durante dois anos (353 espécies). Nestes indivíduos foram levantadas as características estruturais e reprodutivas, como: formas de crescimento, altura e área basal, fenologia, tipos florais, cores e tamanho das flores, índice de originalidade floral, síndromes de dispersão, cores e tamanhos dos frutos. Partiu-se da premissa de que o restabelecimento dos descritores estudados indica uma evolução positiva e autônoma dos ecossistemas em processo de restauração rumo à sua sustentabilidade. Alguns desses descritores se restabeleceram com o tempo, tais como a estrutura da vegetação, proporção de grupos sucessionais, diversidade de espécies arbóreas e sua funcionalidade e originalidade floral, quantidade de flores e frutos produzidos. Porém, ações de manejo adaptativo podem ser necessárias com vistas a suprir eventuais lacunas funcionais, principalmente no que tange às formas de vida não-arbóreas, devendo essas serem introduzidas, já que foram insuficientemente representadas, principalmente em áreas bastante fragmentadas. Desse modo, o manejo adaptativo dessas áreas poderá auxiliar na recuperação desses descritores. Para as futuras áreas que serão implantadas, a consideração desses fatores e o planejamento prévio de quais espécies, características funcionais e formas de vida a serem plantadas serão de grande relevância. Para completar o trabalho, acreditamos que aliar o conhecimento adquirido com políticas públicas e com a legislação ambiental nacional é indispensável. Desse modo, discutimos também o projeto de alteração da lei do Código Florestal brasileiro e os efeitos que poderão ocorrer na conservação e restauração dos ecossistemas nacionais.

Palavras-chave: composição florística, decisões políticas, ecomorfologia floral, grupos ecológicos sucessionais, Mata Atlântica, plantio de enriquecimento, plantio de espécies nativas, redundância funcional, zoocoria

ABSTRACT

Throughout the world there is large scale environment degradation. Hence, restoration of degraded areas has been a challenge. There is a consensus that ecological studies can contribute to improve the practice of restoration. However, there is a knowledge lack about the trajectory of ecosystems' under restoration; in particular, regarding re-establishment of species diversity and its function in the ecological process. The aim of the present study is to verify whether riparian forest communities under restoration recover their attributes over time, such as species diversity, structure, plant functional groups, functional diversity and redundancy and resource provision for fauna compared to a reference forest. We studied riparian forests of the seasonal semideciduous forest domain, in the Atlantic Forest Biome, São Paulo State, SE, Brazil. These areas were restored using a high diversity of species during the planting process. We sampled all reproductive individuals of all growth forms and followed their phenology monthly for two years (353 species). We measured reproductive and structural plant traits such as growth form, size, basal area, reproductive phenology, floral types, flower color and size, dispersal syndrome, fruit color and size. We assumed that recover of the studied descriptors indicates positive and autonomous advancement in ecosystem restoration towards its sustainability. Several of these attributes were re-established over time, such as the vegetation structure, ecological sucesional group proportion, species diversity of trees and their flower functionality and originality, as well as the amount production of flowers and fruits. On the other hand, adaptive management actions may be necessary in order to afford any functional gaps, especially in regard to forms of non-tree species that should be introduced since they have been underrepresented, particularly in landscapes very fragmented. Thereby, adaptive management of these areas may assist the recovery of these descriptors. Consideration of these factors and prior planning of which species and grow forms should be planted will be of great relevance for areas that will be implemented in the future. We also believe that combining the knowledge acquired with public policy and the national environmental legislation is essential. Hence, we discussed the proposal bill to the Brazilian Forest Code and the effects that may occur in conservation and restoration of national ecosystems, where several current protected areas may lose protection and it will be a setback for conservation and restoration of Brazilian forests.

Key words: Atlantic forest, enrichment planting, floral ecomorphology, native species plantations, plant functional groups, functional redundancy, policy decisions, zoochorous species

SUMÁRIO

RESUMO GERAL.....	iv
ABSTRACT.....	v
AGRADECIMENTOS.....	xi
DOUTORADO E SUAS EMOÇÕES.....	xv
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA.....	1
MATAS CILIARES E SUA PROTEÇÃO LEGAL.....	1
RESTAURAÇÃO.....	3
GRUPOS FUNCIONAIS.....	5
DADOS BIOLÓGICOS.....	5
OBJETIVO GERAL DA TESE.....	7
PREMISSAS E HIPÓTESES.....	7
JUSTIFICATIVAS.....	8
ORGANIZAÇÃO DA TESE.....	8
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	13
CAPÍTULO 1- INFLUENCE OF RESTORATION AGE AND TREE PLANTING DIVERSITY ON NATURAL REGENERATION OF NON-TREE GROWTH FORMS.....	15
ABSTRACT.....	15
INTRODUCTION.....	16
METHODS.....	17
STUDY AREA.....	17
SAMPLING METHODS.....	18

DATA ANALYSIS.....	21
RESULTS.....	22
DISCUSSION.....	23
FINDINGS ON STRUCTURAL, DIVERSITY, AND FLORISTIC RECOVERY.....	23
EFFECTS OF SPECIES SELECTION ON COMPOSITION OF RECOVERING FORESTS.....	26
RECOMMENDATIONS.....	27
REFERENCES.....	29
TABLES AND FIGURES.....	38
 CAPÍTULO 2 – FLOWER TRAITS TURNOVER, FUNCTIONAL DIVERSITY AND FUNCTIONAL REDUNDANCY IN RESTORATION SITES WITH DIFFERENT AGES.....	44
ABSTRACT.....	44
INTRODUCTION.....	45
METHODS.....	47
STUDY AREA.....	47
SAMPLING METHODS.....	48
FLOWER TYPES.....	49
DATA ANALYSIS.....	49
RESULTS.....	51
SPECIES RICHNESS, FUNCTIONAL DIVERSITY AND REDUNDANCY.....	51
FLOWER TRAITS.....	52
DISCUSSION.....	52
CONCLUSIONS.....	55
REFERENCES.....	56
TABLES AND FIGURES.....	63
APPENDIX A: SAMPLED SPECIES AND THEIR TRAITS.....	69
 CAPÍTULO 3 – FLOWERS AND FRUITS AVAILABILITY: RESOURCES PROVISION FOR ATTRACTION OF WILDLIFE TO AREAS UNDER RESTORATION.....	88

ABSTRACT.....	88
INTRODUCTION.....	89
METHODS.....	91
STUDY AREA.....	91
SAMPLING METHODS.....	92
PLANT PHENOLOGY.....	93
DATA ANALYSIS.....	93
RESULTS.....	95
DISCUSSION.....	98
REFERENCES.....	104
TABLES AND FIGURES.....	109
 CAPÍTULO 4 – PROPOSED CHANGES TO BRAZILIAN LEGISLATION ARE A STEP BACKWARDS FOR CONSERVATION AND RESTORATION.....	 117
INTRODUCTION.....	117
WHAT IS THE BRAZILIAN FOREST ACT AND WHY IS IT IMPORTANT?.....	119
WHAT ARE THE LAW CHANGES AND THEIR JUSTIFICATION?.....	119
WHAT ARE THE NATIONAL IMPLICATIONS OF LAW CHANGES?.....	121
WHAT ARE THE INTERNATIONAL IMPLICATIONS OF LAW CHANGES?.....	122
REFERENCE AND NOTES.....	123
SUPPLEMENTARY MATERIALS.....	126
TABLE S1 GLOSSARY: MEANING OF THE TWO MAIN LEGAL INSTRUMENTS OF THE FOREST CODE.....	 126
TABLE S2 THE MOST IMPORTANT CHANGES IN THE CURRENT FOREST CODE FROM THE PROPOSED BILL.....	 126

TABLE S3 IN PORTUGUESE, WHICH WE PROVIDED AS A COLLABORATION TO BE AN APPENDIX IN THE LETTER OF THE BRAZILIAN SOCIETY FOR THE ADVANCEMENT OF SCIENCE (SBPC) AND THE BRAZILIAN ASSOCIATION OF SCIENCE (ABC)	134
APPENDIX S4 IN PORTUGUESE, WHICH WE PROVIDED A REPORT ABOUT SANCTIONED VERSION, AMENDMENTS, AND PRESIDENT’S VETO.....	140
PROCESSO LEGISLATIVO COM AS DELIBERAÇÕES PARLAMENTARES E EXECUTIVA QUE RESULTARAM NA VERSÃO SANCIONADA DA LEI FLORESTAL	163
CONCLUSÃO GERAL.....	166

DEDICATÓRIA

Ao Danilo Bandini Ribeiro
e seus traços multifuncionais tais como
mão-de-obra braçal, estagiário, co-orientador, co-autor, psicólogo, santo e marido,
que foram essenciais para mim e para realização dessa tese

AGRADECIMENTOS

-Ao Danilo Bandini Ribeiro que fez de tudo durante esse tempo, participou dessa tese intensamente, além de ser melhor marido do que eu poderia idealizar;

-À minha família inspiradora e que forneceu incentivos à minha formação, sem a qual eu não chegaria aqui, obrigada Heloísa e Justino Garcia, Fabiana, Fernanda e Cristiana;

-Ao Ricardo Ribeiro Rodrigues pela orientação, idéias, inspiração e confiança depositada durante esses anos de construção da tese;

-Ao grande profissional Flavio Antonio Maës dos Santos pela co-orientação, sugestões imprescindíveis, paciência e por representar para mim, uma luz no fim do túnel;

-Ao Richard Hobbs pelas oportunidades oferecidas e por sempre ter me apoiado em tudo que lhe propus, por ser uma fonte de inspiração durante o doutorado sanduíche e um exemplo tanto como pessoa quanto como pesquisador, o qual tantos admiram;

-Ao Jorge Tamashiro, que além de me auxiliar na identificação das espécies, me ensinou muito sobre taxonomia e que me é muito querido;

-Ao Sergius Gandolfi pelas conversas, sugestões durante as viagens entre Pira e Campinas, pelos valiosos serviços de correio Campinas/Piracicaba e também pela parceria no capítulo 4;

-Ao Jean Paul Metzger pelo incentivo e colaborações no capítulo 4;

-À Luciana Alves e Rafael Oliveira, membros da pré-banca pela boa vontade, correções e valiosas contribuições bem como as de Natalia Ivanauskas e Pedro Brancalion que também fizeram parte da banca que se completou com Sergius Gandolfi e Flaviana Maluf de Souza sendo todos eles essenciais para a melhoria da versão final e à Simone Aparecida Vieira por ser membro suplente da banca; em especial ao Pedro pela posterior contribuição no apêndice sobre a Lei Florestal;

-Ao admirável A. Townsend Peterson pela gentileza das sugestões e nas correções dos textos de todos os capítulos em inglês;

-À Alice Morais pela divulgação da minha pesquisa entre os seus alunos da Universidade Paulista que foram essenciais na ajuda em campo;

-À Rebeca David, Clara Sant'Anna, Juliano van Melis, Nino Amazonas, Lígia Sims, Felipe Ferreira, Júlia Sfair, Zulqarnain Khattak, Fernanda Ribeiro, Jucilene Martins, Danielle Zanella, Décio Gomes, André Sirino, Cristiana Couto Garcia, Caio Migueli, Jeff Perlotti, Marina Prado, pelo auxílio incondicional em campo, em especial ao Gustavo Girardelli, sem o qual o campo mensal não seria possível;

-À Larissa Veiga, Airton Cavalcanti, Natalia Guerin, Francisco Antonioli (Chicão), Danilo Ribeiro por auxiliarem na implantação das parcelas;

-À Maíra Padgurschi, Guilherme Gorgulho e Fabíola Merendoni por me levarem pela 1ª vez em Ribeirão Cachoeira, com direito a uma trombada com uma bela irara na trilha, a qual eu iria me encontrar por mais algumas vezes;

-Aos colegas e amigos do laboratório de taxonomia da Unicamp que me ajudaram durante dois anos a desvendar mistérios florais chegando do campo via caixinhas de sopa para atizar a curiosidade geral, em especial ao Gustavo Shimizu, João Semir, Juliano van Melis, Marcela Firens, Marcelo Monge, Mayara Caddah, Rosemeri Morokawa, Rubens Queiroz, Sandra Obando, Thiago Barbosa, Wellington Forster;

-Aos taxonomistas Carla Bruniera, Edson Silva, Fabiana Filardi, Fabiana Firetti, Fabrício Ferreira, Fátima Souza-Buturi, Jorge Tamashiro, Juan Coulleri, Juan Urdampilleta, Júlio Lombardi, Lúcia Lohmann, Marcelo Pinho Ferreira, Marcos J. Silva, Marcos Sobral, Maria do Carmo Amaral, Maria Mamede, Mauricio Sampaio, Michael Milward-de-Azevedo, Roberto Salas, Roque Cielo-Filho, Silvana Vieira, Washington Marcondes-Ferreira, Zefa Pereira pelo auxílio na identificação final das espécies;

-Ao Fernando Martins pelas conversas iniciais sobre o desenho amostral do projeto e por, juntamente com Roque Cielo, cederem o banco de dados das arbóreas das parcelas da Mata de Ribeirão Cachoeira;

-Ao Nino Amazonas por ceder os dados das arbóreas de Cosmópolis e Iracemópolis;

-Ao Juliano van Melis pelas trocas de informações sobre as lianas da Mata de Ribeirão Cachoeira e pelas idas e vindas no campo;

-Ao Manuel Bueno por revisar o inglês dos resumos enviados ao SERI e INTECOL, à Carolina Botturra pelo da qualificação e à Cheryl Lange pela revisão do capítulo 1;

- À Cristiana Couto Garcia por algumas correções do texto;
- À Fernanda Couto Garcia pela revisão do apêndice sobre a versão sancionada da Lei Florestal;
- À Giselda Durigan, pelo parecer do projeto de doutorado sanduíche e sugestões no projeto de qualificação;
- À Maria Roseli, com todas suas gentilezas e auxílios, sendo uma secretária exemplar;
- Ao Pedro Cavalin, Márcio Suganuma, Danilo Ribeiro pelas correções do texto de qualificação;
- À Ângela Martins, Natalia Ivanauskas e Rafael Oliveira pelas sugestões durante a banca de qualificação;
- À Livia Cordi pela auxílio no herbário e na deposição das exsiccatas e pela amizade
- Ao professor George Shepherd pelos ensinamentos durante a disciplina de Análises Multivariadas e por disponibilizar o FITOPAC; à Catia Urbanetz e ao Leonardo Meireles pela discussão dos dados durante esse período;
- Ao professor Valério Pillar pela disciplina de Análise Funcional e Filogenética de Metacomunidade na UFRGS e contribuição no apêndice sobre a versão sancionada da Lei Florestal;
- Ao Cristiano Agra e Ana Kristina Silva pelo apoio em Porto Alegre;
- Ao professor Marcus Cianciaruso pelos ensinamentos na disciplina de Diversidade Funcional da UFG e posterior parceria no capítulo 2,
- Ao Daniel Paiva e colegas de república Tiago, Poliana, Míriam, Camila e amigos de prédio e também à Youszef Bitar e Juliana Santos pelo apoio em Goiânia;
- Aos colegas do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (Lerf) Nino Amazonas, Guilherme Castanho, Francisco Antonioli (Chicão), Allan Camatta, em especial à Maria Isabel Bertacchi pela ajuda nos campos de análise do dossel e à Rafaela Pereira Naves por me ajudar na planilha e ao Tiago Egídio pelo mapa e Vívian Vilela, Cristina Vidal e Ariadne Silva pelo apoio geral;
- Aos amigos e companheiros de pós-graduação por tudo que passamos nesses anos de doutorado, saídas de campo, festas e saraus e acima de tudo pela amizade, decidi não listá-los para não ser injusta, mas vocês sabem o quão queridos e essenciais foram para mim, também agradeço à ajuda dos universitários nas enquetes do “botecounicamp”;

-Aos colegas e amigos do *Laboratory of Restoration Ecology*, em Perth/Austrália por todo apoio dado durante aqueles seis meses, agradeço em especial à Cristina Ramalho, Kris Hulvey, Juan Garibello, Nancy Shackelford, Maggie Triska, Mike Perring, Bec Parsons, Tim Morald, Mike Craig, Christine Allen, Joanna Bugar, Heather Gordon, Susan Yates, Lori Lach, Rachel Standish e Peter Grose;

-Ao Etienne Laliberté pelas idéias e paciência na discussão das análises dos dados;

-Ao Bruno Buzato, Ana Muller, Mariana Cruz, Troy Faithfull pelo apoio na Austrália;

-Ao programa de pós-graduação em Biologia Vegetal, à Universidade Estadual de Campinas (Unicamp) e todos os seus professores que me ajudaram de alguma maneira;

-À FAPESP (número do processo: 07/50885-8), pela essencial bolsa de doutorado concedida à FAEPEX (número do processo: 426-09) pelo auxílio congresso concedido, que permitiu a minha primeira ida à Austrália durante os dois congressos (INTECOL e SERI) e ao PDEE/CAPES (número do processo: 2028-10-7) pela concessão da bolsa de doutorado sanduíche que acrescentou muito à minha formação;

-À *The Univerity of Western Australia* pela estrutura oferecida durante meu doutorado sanduíche, tal como o essencial *Study smarter*;

-Às prefeituras de Iracemápolis e Santa Bárbara d'Oeste, Usina Ester em Cosmópolis e ao condomínio Colinas do Atibaia em Ribeirão Cachoeira, pela permissão de acesso às áreas de estudo, e à polícia militar e defesa civil de Iracemápolis, por prontamente atenderem meus pedidos chamados;

-Ao querido Gol imprescindível que insistia em morrer de vez em quando, atolar às vezes, quebrar uma peça ou outra aumentando os gastos mensais, mas que foi um bravo guerreiro que salvou minha pesquisa;

-Por fim, agradeço a Deus e toda a proteção e amparo da espiritualidade que sempre me acompanha

Doutorado e suas emoções

Tá aí, doutorado, um período para nos alimentar de várias emoções, ainda mais se você for um coração mole. Por quatro anos e meio, uma mistura de sentimentos rondou por mim...

A revolta perante o roubo de todas as parcelas, placas e fitas das plantas de uma área que atçou minha teimosia para recolocar e martelar tudo de novo após insistiram em repetir o roubo de cada item por três ocasiões consecutivas; no final pintamos os troncos de todas as árvores, já que tinta, ninguém rouba, e desistiram de colecionar placas, fitas e estacas

O medo ao ouvir tiros e gritos na mata enquanto fazia o trabalho no mato e deparar com barricada policial na saída do campo e, por estupidez, segundo alguns, continuei frequentando esse lugar por mais um ano

A empolgação de um dos momentos mais legais que foi o período de identificação das centenas de espécies, época em que o desafio de descobrir o nome de cada uma me deixava curiosa

O desespero ao deparar milhares de *Hybanthus atropurpureus* e *Vernonia remotiflora* se reproduzindo ao mesmo tempo e ter que me acalmar e pensar em uma solução para contabilizá-los sem ficar louca

O apego experimentado perante cada indivíduo acompanhado por dois anos que me emocionou quando a maior árvore de todas morreu depois de sua bela reprodução, e descobri depois de um tempo que se tratava de uma planta semélpara!

O encantamento deslumbrado a cada campo, que aumentava cada vez mais o carinho pela natureza e por sua luta pela recuperação

A indignação que me envolveu e me fez escrever sobre algo que incomoda nesse país e levar isso para frente da maneira que estava ao meu alcance

A felicidade durante o período sanduíche, quando tive a chance de morar num lugar diferente e conviver com pessoas que influenciariam meu jeito de pesquisar

A depressão sentida ao voltar pro Brasil no auge dos conflitos ambientais que também se tornaram um forte conflito interno

A alegria em ver uma luz no fim do túnel e quem sabe, crer que existe vida após o doutorado...

Enfim, senti o que acredito ser compartilhado por todos aqueles que passam por essa fase. Primeiramente um anseio de que vamos salvar o mundo no começo do projeto. Passando por sentimentos de aperto e insegurança durante a implantação do projeto, para uma imensa satisfação no meio do período quando tudo está dando certo e um completo pânico na parte final, quando parece que aquilo nunca vai acabar e que você estará condenada a ser uma doutoranda eternamente.

Expus esses sentimentos a fim de compartilhá-los com aqueles que compreendem por já terem passado por isso e com os que não imaginam em que bases uma tese é construída. Isso demonstra que tantos anos de investimento pendem hora para momentos de riscos e inseguranças hora para momentos de completo envolvimento emocional com o objeto de estudo.

Introdução geral

Sustentabilidade ecológica

O conceito de sustentabilidade, sob a perspectiva da restauração, pode ser demonstrado quando a diversidade de espécies e seus processos ecológicos podem se manter continuamente, sem necessidade de manejo ou intervenção (Aronson et al. 2011). Sustentabilidade ecológica procura abranger as necessidades humanas, sem comprometer a integridade dos ecossistemas, almejando conservar a biota dos ambientes que se encontram em uma paisagem antropizada e economicamente explorada (Callicott and Mumford 1997). A diversidade biológica é, por exemplo, um dos indicadores da saúde dos ecossistemas que vai amortecer as mudanças nas condições ambientais, podendo ser considerada como uma garantia nesse processo (Rapport 1995, Aarts and Nienhuis 1999). Para atingir essa sustentabilidade ecológica, a área deve permanecer ecologicamente estável ao longo de períodos entre gerações (Harwell et al. 1996). Na dimensão da sustentabilidade ecológica, a introdução de biótopos pode ser vista como uma maneira de aumentar o desenvolvimento sustentável (Renetzeder et al. 2010). Desse modo, a restauração ecológica é uma ferramenta que visa aumentar a sustentabilidade ecológica de ambientes amplamente antropizados, como o que ocorre especialmente na região da Mata Atlântica.

Matas ciliares e sua proteção legal

As matas ciliares ocupam áreas limitadas ao longo de cursos d'água de pequeno, médio e grande porte (Ribeiro and Walter 1998) e ocorrem em todos os domínios fitogeográficos e morfoclimáticos do país (Ab'Saber 2000). Essas formações florestais são caracterizadas como Áreas de Preservação Permanente, sendo protegidas pela Legislação Ambiental Brasileira (Lei

número 4.771/65, alterada pela Lei número 7.803/89) que estabelece exigências diferenciadas para a cobertura vegetal destinadas à proteção de reservatórios de água, nascentes, córregos, margens de rios e lagos. Todavia, apesar de protegidas por lei, as matas ciliares sofrem constantes agressões antrópicas provocadas por atividades agropecuárias associadas à prática de queimadas e ao extrativismo florestal (Battilani et al. 2005). Conseqüentemente, há uma redução da biodiversidade e um aumento da erosão, causando prejuízo ao estoque dos mananciais hídricos, em consequência da fragmentação e diminuição das florestas ripárias no Brasil (Barbosa 2000, Tundisi and Tundisi 2010). Para reverter o avanço da devastação no estado de São Paulo, por exemplo, grande empenho tem sido despendido para a recuperação dessas áreas de preservação permanente, como no “Projeto de Recuperação de Matas Ciliares” (Wuethrich 2007), com objetivo de recuperar um milhão de hectares e no “Pacto de Restauração da Mata Atlântica” que pretende recuperar 15 milhões de hectares (Calmon et al. 2011). Apesar disso, esses esforços podem ser prejudicados uma vez que o Código Florestal anteriormente vigente foi modificado nos moldes do projeto de lei número 1876-C de 1999, que após tramitação na Câmara e no Senado, foi sancionado pela Presidente na forma da Lei Florestal número 12.651, de 25 de maio de 2012, modificada pela Lei número 12.727 e complementada pelo Decreto número 7830, de 17 de outubro de 2012. Para maiores detalhes das mudanças previstas e de suas conseqüências elaboramos um apêndice (Capítulo 4 – Tabela S3) que durante a tramitação legislativa foi cedido como colaboração na carta aberta da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) e a Academia Brasileira de Ciências (ABC) apresentada ao deputado relator da matéria no dia 27 de fevereiro de 2012. Em outro apêndice (Capítulo 4 – Appendix S4) apresentamos um parecer sobre os vetos, Medida Provisória, bem como a versão sancionada da Lei.

Restauração

Desde a iniciativa pioneira de restauração da Floresta da Tijuca, entre 1862 e 1892, considerada como sendo o primeiro projeto de recuperação de áreas degradadas no Brasil, os objetivos dos projetos de restauração mudaram através do emprego de novas técnicas, que foram desenvolvidas a partir das teorias ecológicas e das idéias que surgiram com o monitoramento das áreas implantadas (Rodrigues et al. 2009). Através dos dados fornecidos pelo conhecimento científico acumulado, a disciplina de Ecologia da Restauração tem como uma de suas metas a melhoria no grau de previsibilidade do processo de restauração. Após a implantação da restauração de uma mata ciliar, o desenvolvimento almejado seria a formação de uma comunidade inicial que iria percorrer uma trajetória de regeneração até atingir uma fisionomia florestal, no ponto de vista estrutural. Nesse estágio avançado, espera-se que grande parte da comunidade inicialmente implantada deva estar presente, mesmo considerando a entrada de novas espécies. A comunidade final almejada poderá, porém, percorrer outra trajetória, devido a distúrbios naturais, antrópicos ou simplesmente pela entrada aleatória de espécies das redondezas (Gandolfi et al. 2007), atingindo um estado alternativo (Suding et al. 2004). Ou ainda, segundo os modelos de limiares (*threshold models*), o ecossistema pode atingir múltiplos estados estáveis que representam mudanças de um sistema relativamente distinto para outro, como resultado de pequenas mudanças das condições ambientais (Hobbs and Suding 2009). As áreas restauradas podem tornar-se ecossistemas híbridos ou novos (*novel ecosystems*), sendo que os primeiros retêm características do sistema original, mas sua composição ou funcionalidade difere da original; enquanto no ecossistema novo, ambos os parâmetros estão completamente transformados (Hobbs et al. 2009).

As áreas em processo de restauração podem ter trajetórias diferentes de regeneração, dependendo de diversos fatores, tais como as espécies usadas no plantio, fatores de perturbação, taxa de entrada de novas espécies, contexto da paisagem, entre outros. Além disto, com o passar do tempo da restauração, a trajetória de regeneração é alterada, podendo levar essas áreas a apresentarem descritores semelhantes, não necessariamente com as mesmas espécies. Além das trajetórias alternativas devido aos distúrbios, a proporção dos grupos sucessionais poderá interferir no resultado da comunidade final. Os plantios nos estágios iniciais do processo de restauração tendem a ter uma maior composição de espécies pioneiras, considerando ou não a utilização dos critérios sucessionais nos seus modelos de plantio. Isso ocorre devido ao simples fato da sobrevivência dessas espécies ser maior no início do plantio, considerando as adversidades presentes nessas condições, como o excesso de luz, que prejudica tanto a sobrevivência quanto o estabelecimento das espécies mais tardias. Com a perda natural pela morte das espécies pioneiras poderá ocorrer um aumento na proporção de espécies secundárias e tardias. Desse modo, espera-se que com o passar do tempo do processo de restauração, ocorra uma alteração na composição florística e, conseqüentemente, nas características das espécies e dos grupos funcionais.

Planejar os plantios para que ocorra o retorno do investimento feito nos projetos de restauração é essencial para o sucesso das florestas implantadas. Para isso, é preciso verificar se as áreas restauradas suportam ou suportarão no futuro uma ampla gama de espécies, as interações entre elas e a prestação de serviços que as florestas nativas exercem (Chazdon 2008).

Grupos funcionais

Uma das formas de se analisar o sucesso da restauração é a utilização de grupos funcionais. Essa abordagem pode considerar o potencial de interação entre as espécies, sendo definidos como grupos de espécies que, independentemente da sua relação filogenética, podem desempenhar papel ecológico semelhante no ecossistema ou respondem de maneira comum a um fator ambiental (Gitay and Noble 1997, Diaz and Cabido 2001, Lavorel and Garnier 2002, Rusch et al. 2003, Franks et al. 2009).

A determinação da composição dos grupos funcionais e da diversidade funcional de uma área pode ser uma ferramenta promissora a ser levada em consideração tanto na implantação de projetos de restauração quanto para o enriquecimento de espécies pós-plantio. Desse modo, consideramos importante a utilização de grupos funcionais de plantas que representem diferentes funções, auxiliando no retorno dos processos ecológicos das áreas em processo de restauração. Podemos focar, por exemplo, em grupos definidos segundo as suas características morfológicas relacionadas aos tipos de recursos ofertados para a fauna, tais como frutos e flores. Esse foco nas características reprodutivas das plantas relativas à dispersão de sementes e à polinização pode ser considerado, presumindo que estas são importantes para o fluxo gênico nas espécies.

Dados biológicos

Em vários plantios tem-se notado que muitos indivíduos tornam-se adultos, mas não conseguem se reproduzir comprometendo o futuro da floresta, uma vez que não haverá novas plantas para substituírem aquelas que foram plantadas (Castro et al. 2007). Considerando que as interações animal-planta são fundamentais para a conservação da biodiversidade (Reys et al.

2005), a avaliação da disponibilidade de recursos para a fauna, a partir de estudos fenológicos, poderá contribuir para um melhor entendimento destas formações implantadas. Apesar dessa grande importância, pouco se sabe sobre os dados da biologia reprodutiva de diversas espécies nativas (Rodrigues et al. 2009). A investigação da sazonalidade, sincronia, produção e densidade de recursos fornece informações de grande valia para o conhecimento de épocas de menor oferta de recursos para a fauna e, conseqüentemente, fragilização dos processos ecológicos de interações. Estudos fenológicos também podem contribuir para a análise da limitação do recrutamento de plântulas, caso um pequeno número de sementes esteja sendo produzido e/ou dispersado afetando o sucesso de estabelecimento de plântulas. Além disso, a regularidade das espécies na produção de frutos e sementes e a sincronia intra e interespecífica podem ser consideradas como parâmetros de funcionalidade, já que interferem na interação entre plantas e animais. Podemos acrescentar que nos estudos de restauração ecológica é escassa a abordagem fenológica das diferentes formas de crescimento, como as ervas, lianas e epífitas, apesar da importância desses componentes da vegetação para a fauna no suprimento de recursos (Rodrigues et al. 2009). Além do mais, estudos fenológicos nos neotrópicos são numerosos, mas a aplicação desse conhecimento para a questão do manejo florestal é incomum (Guariguata and Pinard 1998) e raro sobre o ponto de vista da restauração.

O plantio de mudas em áreas em restauração pode tornar um determinado local previamente degradado menos inóspito para a fauna local. Caso essas plantas forneçam recursos para esses animais, espera-se que os mesmos utilizem essas áreas em processo de restauração com maior frequência. Além disso, uma vez que o fornecimento de recursos seja contínuo, a manutenção da fauna local como freqüentadora permanente das áreas poderá ser estabelecida.

Desse modo, podemos esperar que as interações planta-animal irão favorecer o aumento do fluxo gênico, através da polinização, e o aumento da colonização de espécies alóctones e, consequentemente da diversidade, através da dispersão de sementes zoocóricas.

Objetivo geral da tese

Esta tese tem por objetivo investigar se as comunidades vegetais de matas ciliares em processo de restauração recuperam seus atributos ao longo do tempo e se atingem a sustentabilidade ecológica com a maturidade florestal, considerando como referência uma área em estado natural. Consideramos como atributos tanto a estrutura e diversidade quanto as características reprodutivas das espécies.

Premissas e hipóteses

Premissa 1) o passar do tempo do processo de restauração permite uma alteração na composição florística, pela entrada de novas espécies e/ou pela mortalidade de algumas espécies.

Hipótese 2) Essa alteração irá refletir em mudanças nas características estruturais, de diversidade de espécies, de diversidade funcional e fenológicas da comunidade;

Hipótese 3) Com o desenvolvimento do processo de restauração, espera-se que aumente a oferta de recursos para a fauna, através do acréscimo da produção de flores e frutos através das espécies plantadas e das espécies que colonizaram a área;

Hipótese 4) Florestas em estágios serais mais avançados tenderiam a ter mais espécies zoocóricas e maior diversificação dos tipos florais, assumindo que estas espécies entraram nas áreas em processo de restauração via dispersão.

Hipótese 5) Considerando que o atendimento às exigências legais é a principal motivação para a restauração ecológica no Brasil, a mudança no Código Florestal irá afetar os projetos de restauração e a conservação da biodiversidade em propriedade privadas nas próximas décadas.

Justificativas

Esses resultados poderão ser utilizados para predições sobre o futuro dessas comunidades implantadas. Do mesmo modo, poderá ser inferido sobre a necessidade ou não de ações corretivas, através de manejo periódico, tentando garantir a sustentabilidade dessas áreas em processo de restauração. Além de levantar dados para o manejo de áreas em restauração, a tese também apresenta uma discussão de como a restauração e conservação dos ecossistemas brasileiros podem ser afetados pela mudança na legislação ambiental.

Organização da tese

A tese está organizada de modo a investigar se áreas em processo de restauração (Fig. 1), durante o qual foi usado um grande número de espécies no plantio, possuem alguns dos parâmetros de sustentabilidade recuperados. A Sociedade Internacional de Restauração Ecológica considera nove atributos para medir o sucesso da restauração, tais como estrutura da vegetação, diversidade e processos ecológicos (SER 2004, Ruiz-Jaen and Aide 2005). Desse modo, foram construídos quatro capítulos focando cada uma dessas três categorias.

O **Capítulo 1** aborda a relação entre as árvores que, em geral, provêm do plantio inicial com as demais formas de vida que colonizaram naturalmente as áreas em processo de restauração. Essa relação terá grande influência na estrutura da vegetação. Assim, esse capítulo

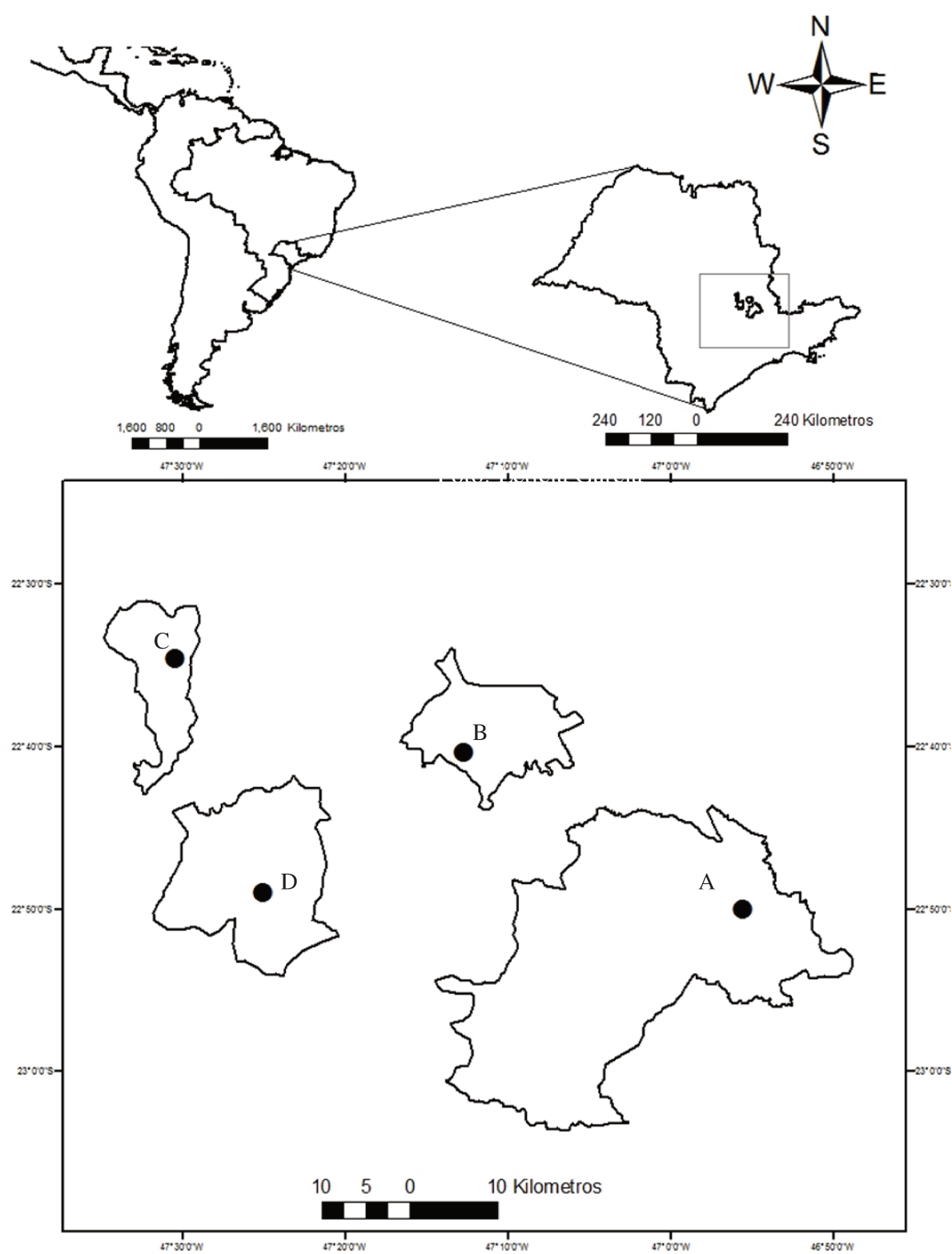
investiga se a cobertura e altura do dossel, área basal, diversidade de espécies e composição florística são recuperados após algumas décadas de restauração.

O **Capítulo 2** analisa a diversidade e redundância funcional, investigando a mudança na proporção de grupos funcionais de plantas baseados em características florais dessas comunidades em processo de restauração comparadas a uma floresta de referência. Também abordamos a relação entre a diversidade funcional e a diversidade de espécies e como isso pode ser influenciado pelas decisões tomadas durante o planejamento do projeto de restauração.

O **Capítulo 3** foca na interação animal-plantas como um importante processo ecológico que potencialmente auxilia no estabelecimento permanente do fluxo gênico das áreas em restauração. Dessa maneira, o estudo investiga uma série temporal de dois anos da fenologia e também da disponibilidade de recursos para a fauna.

A Restauração Ecológica concentra tradicionalmente mais esforços em sistemas locais a serem restaurados do que no cenário socioeconômico e político (Hobbs et al. 2011). Grandes são os esforços para responder se realmente conseguiremos, através da restauração ecológica, reverter os quadros de degradação ambiental que têm se agravado cada vez mais. Apesar de todo conhecimento científico acumulado no país, visando auxiliar a conservação e restauração dos nossos ecossistemas, durante os dois últimos anos tramitou o projeto de alteração da lei do Código Florestal brasileiro, que se tornou nova lei em 2012 (Lei Florestal), que é uma grande ameaça ambiental. Com o intuito de aliar os conhecimentos levantados pela produção científica com a política ambiental brasileira, detalharemos os efeitos na conservação e restauração dos

ecossistemas brasileiros que poderão ocorrer através dessas mudanças propostas na lei, situações essas que serão discutidas no **Capítulo 4**.



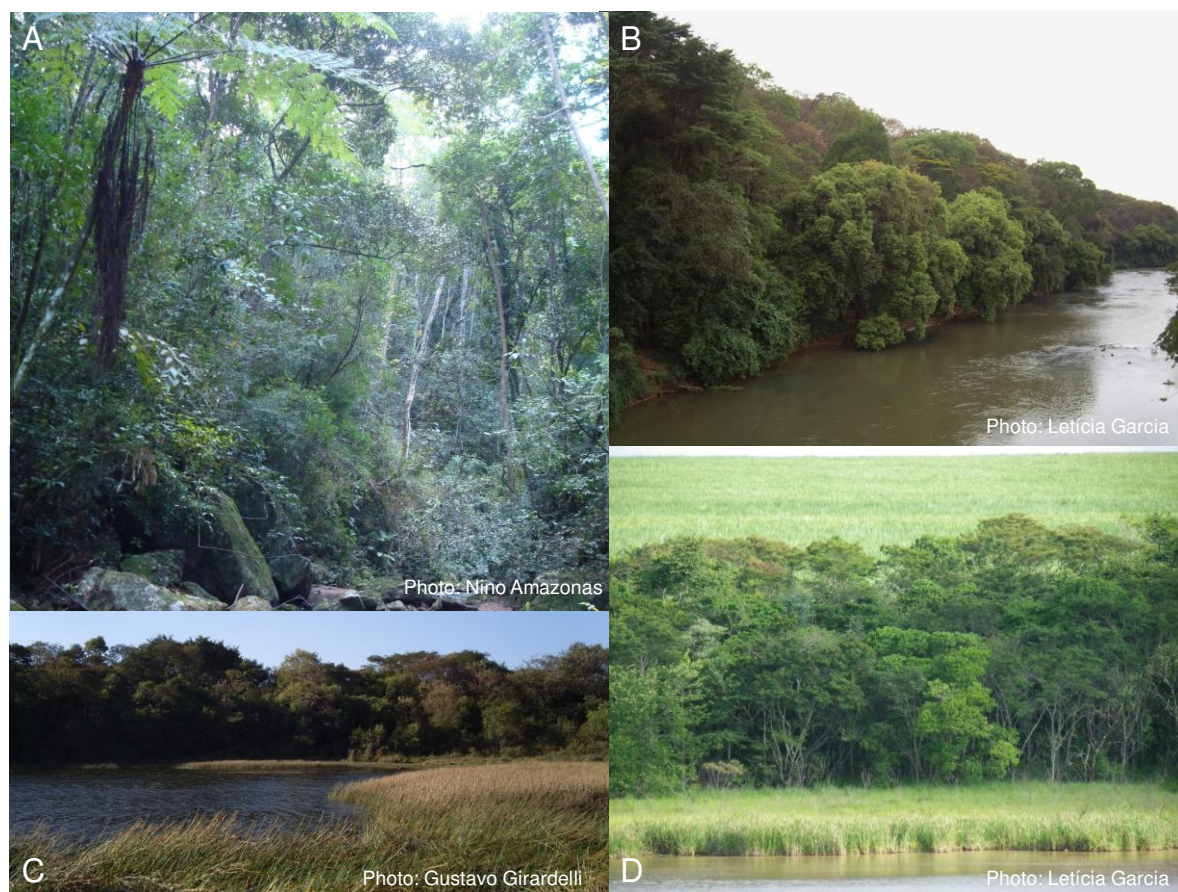


Figura 1- Localização e fotos das áreas de estudo, Brasil, São Paulo, nos municípios de A) Campinas (mata de referência), B) Cosmópolis (mata de 55 anos), C) Iracemápolis (mata de 23 anos) e D) Santa Bárbara d'Oeste (mata de 12 anos).

Referências bibliográficas

- Aarts, B. G. W. and P. H. Nienhuis. 1999. Ecological sustainability and biodiversity. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* **6**:89-102.
- Ab'Saber, A. N. 2000. O suporte geológico das florestas beiradeiras (ciliares). Pages 15-25 in R. R. Rodrigues and H. F. Leitão Filho, editors. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Aronson, J., G. Durigan, and P. H. S. Brancalion. 2011. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. *Instituto Florestal Série Registros* **44**:1-38.
- Barbosa, L. M. 2000. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. Pages 289-312 in R. R. Rodrigues and H. F. Leitão Filho, editors. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Battilani, J. L., E. Scremin-Dias, and A. L. T. Souza. 2005. Fitossociologia de um trecho da mata ciliar do rio da Prata, Jardim, MS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **19**:597-608.
- Callicott, J. B. and K. Mumford. 1997. Ecological sustainability as a conservation concept. *Conservation Biology* **11**:32-40.
- Calmon, M., P. H. S. Brancalion, A. Paese, J. Aronson, P. Castro, S. C. Silva, and R. R. Rodrigues. 2011. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology* **19**:154-158.
- Castro, C. C., S. V. Martins, and R. R. Rodrigues. 2007. A focus on plant reproductive biology in the context of forest restoration. Pages 197-206 in R. R. Rodrigues, S. V. Martins, and S. Gandolfi, editors. *High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas*. Nova Science Publishers, New York.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* **320**:1458-1460.
- Diaz, S. and M. Cabido. 2001. Vive la difference: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* **16**:646-650.
- Franks, A. J., C. J. Yates, and R. J. Hobbs. 2009. Defining plant functional groups to guide rare plant management. *Plant Ecology* **204**:207-216.
- Gandolfi, S., S. V. Martins, and R. R. Rodrigues. 2007. Forest Restoration: Many Views and Objectives. Pages 3-23 in R. R. Rodrigues, S. V. Martins, and S. Gandolfi, editors. *High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil*. Nova Science Publishers, NY, USA.
- Gitay, H. and I. R. Noble. 1997. What are functional types and how should we seek them? Pages 3-19 in T. M. Smith, H. H. Shugart, and F. I. Woodward, editors. *Plant functional types*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Guariguata, M. R. and M. A. Pinard. 1998. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: implications for natural forest management. *Forest Ecology and Management* **112**:87-99.

- Harwell, M. A., J. F. Long, A. M. Bartuska, J. H. Gentile, C. C. Harwell, V. Myers, and J. C. Ogden. 1996. Ecosystem management to achieve ecological sustainability: the case of south Florida. *Environmental Management* **20**:497-521.
- Hobbs, R. J., L. M. Hallett, P. R. Ehrlich, and H. A. Mooney. 2011. Intervention Ecology: applying ecological science in the twenty-first century. *BioScience* **61**:442-450.
- Hobbs, R. J., E. Higgs, and J. A. Harris. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* **24**:599-605.
- Hobbs, R. J. and K. N. Suding. 2009. *New models for ecosystems dynamics and restoration*. Island Press, Washington.
- Lavorel, S. and E. Garnier. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* **16**.
- Rapport, D. J. 1995. Ecosystem health: more than a metaphor? *Environmental Values* **4**:287-309.
- Renetzeder, C., S. Schindler, J. Peterseil, M. A. P. a, S. Mücher, and T. Wrbka. 2010. Can we measure ecological sustainability? Landscape pattern as an indicator for naturalness and land use intensity at regional, national and European level. *Ecological Indicators* **10**:39-48.
- Reys, P., M. Galetti, L. P. C. Morellato, and J. Sabino. 2005. Fenologia reprodutiva e disponibilidade de frutos de espécies arbóreas em mata ciliar no rio Formoso, Mato Grosso do Sul. *Biota Neotropica* **5**:1-10.
- Ribeiro, J. F. and B. M. T. Walter. 1998. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. Pages 89-166 in S. M. Sano and S. P. Almeida, editors. *Cerrado: ambiente e flora*. EMBRAPA/Cerrados, Planaltina.
- Rodrigues, R. R., R. A. F. Lima, S. Gandolfi, and A. G. Nave. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **142**:1242-1255.
- Ruiz-Jaen, M. C. and T. M. Aide. 2005. Restoration Success: how is it being measured? *Restoration Ecology* **13**:569-577.
- Rusch, G. M., J. G. Pausas, and J. Lepš. 2003. Plant functional types in relation to disturbance and land use: introduction. *Journal of Vegetation Science* **14**:307-310.
- SER. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration* Page (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). Society for Ecological Restoration International, Tucson, Az.
- Suding, K. N., K. L. Gross, and G. R. Houseman. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution* **19**:46-53.
- Tundisi, J. G. and T. M. Tundisi. 2010. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. *Biota Neotropica* **10**:67-75.
- Wuethrich, B. 2007. Reconstructing Brazil's Atlantic Rainforest. *Science* **315**:1070-1072.

CAPÍTULO 1:

INFLUENCE OF RESTORATION AGE AND DIVERSITY OF PLANTED TREES ON NATURAL REGENERATION OF NON-TREE GROWTH FORMS

Abstract

We studied plant colonization at restoration sites of different ages to clarify aspects of tree influence on naturally regenerated strata (i.e., non-tree growth forms), since this influence appears only slowly. Because we focused on sites where planting included high tree species diversity, we tested whether composition and diversity of natural regeneration after planting was more related to actual composition and diversity of planted trees or to restoration age. We found that many structural aspects of recovering forests, like tree basal area, canopy cover, and height resembled mature forest within five decades. On the other hand, we found no convergence in floristic composition. We detected significant similarity between tree species and non-tree species area matrix only in the reference forest. Although tree species composition was elevated since the planting process, planted sites did not recover the diversity of all growth forms even after five decades of restoration, particularly as regards climbers and epiphytes. We recommend that, in restoration projects where fragmentation and degradation has been strong enough to hamper natural colonization, understory enrichment should be undertaken a few years after planting to recover other growth forms.

Key words: active restoration; adaptive management; enrichment planting; high-diversity forest systems; native species plantations; tropical forests.

Introduction

Conversion of tropical forest to crops and other anthropogenic uses has been accelerated due to demand for food supplies (Kendall & Pimentel, 1994; Döös, 2000). Indeed, between 1980 and 2000, more than 55% of new agricultural land came at the cost of intact forests, and 28% was created from already-disturbed forests (Gibbs et al., 2010). By contrast, pressure is growing to recover degraded lands to compensate for loss of biodiversity caused by deforestation (Wuethrich, 2007; Chazdon, 2008; Rodrigues et al., 2009). After years of degradation, returning such systems to their previous condition may be very difficult or costly (Hobbs et al., 2006): these areas will need human assistance to recover forest structure, species composition, and biological interactions characteristic of mature tropical forests (Chazdon, 2003).

Studying a restoration age gradient is an excellent opportunity to assess these assumptions. Restoration programs provide a great opportunity to elucidate successional principles, and to test whether reversing the degradation process is possible (Hobbs, 2007; Walker & Moral, 2009). At the same time, studying such systems can elucidate differences between reference environments and contemporary conditions of restoration sites (Moore et al., 1999). This question is crucial, but has not been addressed well in tropical forests for lack of long-term restoration age gradients for study, as rehabilitation is a slow process for biodiverse ecosystems. Old restored areas should be examined to recognize problems that can prevent successful restoration, and to obtain clues about how these problems can be solved, avoiding waste of resources and project failures.

Only a limited number of studies has investigated planted tree influence on subsequent development of forest restoration in high-diverse tropical forest systems. Planted tree species sets chosen during restoration can influence natural regeneration (Parrotta, 1995; Powers et al., 1997; Senbeta & Teketay, 2001; Cusack & Montagnini, 2004); restoration success also depends on planting and

maintenance strategies, as well as on characteristics of the surrounding landscape (Rodrigues et al., 2009). Major known barriers to species colonization of replanted forests include lack of seed sources, poor germination, lack of faunal colonization, weed infestation, soil degradation (compaction, absence of seed banks, unsuitable soil microclimates, depletion of soil nutrients), landscape constraints, and long histories of land clearance (Wunderle, 1997; Holl, 1999; Holl et al., 2000; Florentine & Westbrooke, 2004; Lamb et al., 2005; Viani et al., 2010; Griscom & Ashton, 2011). Some combination of such reasons may explain why past restoration projects have not produced high-diversity self-perpetuating forests in the Brazilian Atlantic forest (Barbosa et al., 2003; Souza & Batista, 2004).

Although literature on tropical forest restoration ecology is growing, little attention has been paid to non-tree plant biodiversity development. Few studies are available that focus on other growth forms and particularly across age gradients approach. Understory vegetation is influenced by colonization rates, as well as by overstory composition and structure via changes in resource availability (light, water, and soil nutrients; Barbier et al., 2008).

Here, we measured plant colonization of restoration sites of different ages to evaluate restoration success in terms of species diversity, colonization by non-tree species, and structural measures among stands. We tested the hypotheses that older planted sites would be more similar to natural forests in composition, species diversity, and structure than newer ones. Focusing on non-tree species, we tested whether their composition and diversity were related more to composition and diversity of planted trees or to restoration age.

Methods

Study area

Four riparian forest sites were surveyed in the Piracicaba, Capivari, and Jundiaí (PCJ) watershed in São Paulo state, Brazil (Fig. 1 in the introduction of this thesis). The sites hold seasonal semideciduous forest within the Atlantic forest biome, with similar climate influences, and all at similar elevations (554–711 m) (Table 1). The restoration sites were at three planting ages (12, 23, and 55 years), all formerly cultivated for sugarcane. These sites were restored via planting of a high diversity of tree species (>70 species), chosen according to availability of seedlings from commercial sources, as well as from seed collected on surrounding landscapes, using mostly native species but some exotic species as well (Nogueira, 1977; Rodrigues et al., 1992; Siqueira, 2002; Vieira & Gandolfi, 2006). Restoration project goals for these sites were use of native species as much as possible, as well as reaching maximum possible species numbers. The sites are located in a highly fragmented landscape unlikely to restore effectively without assistance (Rodrigues et al., 2010).

To evaluate restoration success, we compared these sites to a reference forest that is the second largest natural remnant (244.9 ha) of forest that was the formerly continuous in the Campinas municipality (Santos et al., 2009). Currently, 97% of Atlantic forest fragments are <250 ha, these small forest patches account for almost 42% of the remaining total forest area of this biome (Ribeiro et al., 2009).

Sampling methods

At each site under restoration, we selected a 2.5-ha stand, following the sampling design of Cielo-Filho *et al.* (2007), who established the plots at the reference site. To reduce environmental variation, we placed plots randomly in forest areas located near watercourses without sign of recent anthropogenic disturbance (e.g. charcoal on ground surface, soot on trunks, presence of stumps or coppiced trees) or experience seasonally flooding.

Within each stand (all 2.5-ha), we located 30 10 x 10 m plots randomly. Within these plots, all trees with circumference at breast height (CBH, 1.3 m above ground) of ≥ 15 cm were identified and measured for CBH. Measurements in the reference forest were made by Cielo-Filho (2001) and remeasured by J. van Melis (pers. comm.); trees in the 23 and 55-yr sites were measured by Amazonas (2010; 2011); we measured the trees in the 12-yr site.

We also identified and marked all non-tree species (“non-trees”; sub-shrubs, shrubs, herbs, epiphytes, hemi-parasitics, and climbers) in flower and/or fruit (for all angiosperm plants except graminoids) at all sites. We repeated this non-tree sampling monthly for two years (May 2008 to April 2010). We identified specimens via reference to specimens in the UNICAMP herbarium (UEC), consultation of the literature, and consultation with taxonomists and researchers to confirm identifications. The botanical material collected was deposited in the herbarium collection at the Universidade Estadual de Campinas (UEC) and at the Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz,” Universidade Estadual de São Paulo (ESA). Nomenclature follows the Plantminer web tool (Carvalho et al., 2010).

To estimate abundant species density for two species of great abundance, *Hybanthus atropurpureus* (A. St.-Hil.) Taub. (Violaceae) and *Lepidaploa remotiflora* (Rich.) H. Rob. (Asteraceae), we established small subplots (25 m² for *H. atropurpureus* and 4 m² for *L. remotiflora*, in view of the high abundance of the latter) with each larger plot where we made monthly counts of reproductive individuals. To examine details of spatial distribution between the two species, we compared variances of numbers of individuals among subplots (25 m² or 4 m²). As we found similar variances for the two species (evaluation of homogeneity of variances via Levene test: 0.302; $P = 0.302$), we could use same adjustment, as follows. We counted numbers of individuals in 5 plots and then estimate it from subplots. As a result, we found that, in average, small plots overestimated five times the real value for *L. remotiflora* and four times for *H. atropurpureus* and we used those correct factors for estimating the abundance of those species in the entire plot (100m²). Lastly, we used these values (four and five respectively for each species) as an

adjustment measure through final calculation: the number of individuals found in small subplot multiplied by 25 (in the 4m² subplots) and by four (in the 25m² subplots); and then divided by five (in the 4m² subplots) or by four (in the 25m² subplots).

For estimating canopy cover, we used a spherical concave densiometer (Lemmon, 1957), considered an efficient method for characterizing forest light environments or canopy cover (Englund et al., 2000; Suganuma et al., 2008). We took one measurement per plot from its center. To compensate for peak readings caused by sunflecks, readings were taken facing in the four cardinal directions from each point; the average of the four was taken as the canopy cover for the plot (Barbosa et al., 2009). We took measurements during dry season (August), the period with greatest canopy openness; this period is that which is most likely to affect germination and establishment (Vieira & Scariot, 2006).

Owing to spatial and time constraints, we considered random sampled plots within each sites as replicates of plantation age in our experimental design. This method infers a time sequence of development from a series of plots differing in age, but has limitations owing to other, uncontrolled factors (Johnson & Miyanishi, 2008). Still such chronosequences provide a cost-effective and rapid method of investigating forest change over time (Letcher & Chazdon, 2009). This sampling design can be considered pseudo-replication, and is generally found in restoration projects done on a site-specific basis where no replication across the landscape is possible (Hurlbert, 1984; Michener, 1997; Block et al., 2001; Guillian, 2002). Nevertheless, treating sample plots as independent observations allows comparison of different plantations (Sansevero et al., 2011). Michener (1997) commented that replication is impossible in many restoration treatments since replicate sites might not exist. More practically, finding other sites with similar environmental conditions or restoration models for comparison is very difficult. We acknowledge limitations of this approach, but it is the only approach by which to gain insight into long-term trends.

Data analysis

Canopy cover, richness and abundance of tree and non-tree species, average basal area and height of trees, and densities of trees and shrubs were calculated for all plot and sites. Differences among sites were tested with nonparametric analysis of variance (Friedman test), with Wilcoxon pairwise post-hoc comparison tests. We transformed canopy cover percentage to arcsin-square-root before analysis. We also calculated numbers of individuals per diameter class with intervals between classes based on Spiegel's formulas, which consider the amplitude, between the least and the highest value found for basal area, and numbers of individual sampled (Spiegel, 1976; Felfili, 1997). We verified frequency diameter distribution differences among sites via chi-square tests. All statistical analyses were carried out using the BioEstat 5.0 package (Ayres et al., 2007).

Species diversity (for trees and non-tree species) for each of four sites was calculated using Fisher alpha index with bootstrap procedure to calculate the confidence limits. This index is less affected by abundances of commonest species than the more frequently-used Simpson and Shannon indices (Taylor et al., 1976; Taylor, 1978). We used rarefaction curves to compare species richness among sites (Magurran, 2004), using Past 1.82b (Hammer et al., 2001).

To analyze differences in composition of plant communities associated with restoration age, we performed a non-metric multidimensional scaling (MDS), using two data sets: one for tree species and the other for non-tree species. In addition, we used Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) to determine whether species composition differed significantly among sites. PERMANOVA and MDS were carried out in PRIMER 6 Version 6.1.13 and PERMANOVA+ Version 1.0.3 (Clarke & Warwick, 1994; Clarke & Gorley, 2006; Anderson et al., 2008), respectively based on 4th-root-transformed data and Bray-Curtis dissimilarities (1 dummy variable). PERMANOVA analyses

included permutation tests for significance, with 9999 permutations used in all tests. Significance level was set based on an $\alpha=0.05$.

To test whether non-tree species composition and diversity were related more to restoration age or to identity of tree planted during restoration, we used Procrustes analysis. This method fits one configuration to another, minimizing the sum of squared distances between each point in the fitted configuration and corresponding points in the target solution (Ruokolainen & Salo, 2006). Procrustes analysis compared two sets of corresponding points (trees and non-trees) from separate ordinations, so the match between data sets reflects on processes determining association (Peres-Neto & Jackson, 2001). We used permutation tests (Protest, 1000 permutations) to assess statistical significance of the Procrustes test; we used the “procrustes” and “protest” functions of the vegan package (Oksanen et al., 2011) in R (R Development Core Team, 2011). Finally, we compared site results using two dimensional MDS ordinations.

Results

Canopy cover was related to restoration age, since older sites had greater canopy cover than newer sites ($H = 61.83$, $P < 0.0001$, Table 2); the 55-yr site did not differ from the reference forest ($z = 1.08$, $P > 0.05$, Table 2). From the newest (12-yr-old) to oldest (55-yr-old) restoration sites, total number of species (trees and non-trees) ranged 90-122, whereas 221 species were found in the reference forest. Tree diversity, based on Fisher alpha index and sampled tree richness showed slight, though progressive increases with planting age, both older sites resembling the reference site (Table 1; Fig. 1). Non-planted tree species represented 56% (39 species) of sampled tree species in the 23-yr and 40% (25 species) in the 55-yr sites.

For non-tree species, however, the picture was quite different. Non-tree species diversity in the reference forest was significantly greater than in all restoration sites, and there we observed no significant

difference among restoration sites (Table 2). Non-tree species richness was markedly lower in restored sites as compared to the reference forest (Fig. 1).

Density of trees was lower in restoration sites as compared to the reference site ($H = 45.71$, $P < 0.0001$, Table 2), and frequency diameter distribution varied significantly among sites ($X^2 = 26.42$; $P < 0.0017$; Fig. 2). However, basal area of restoration sites was similar to the reference forest ($H = 6.002$, $P = 0.111$, Table 2; Fig. 3). Average height of trees are related to restoration site age and in the 55-yr site was similar to the reference forest ($H = 60.21$, $P < 0.0001$, Table 2). Density of shrubs was much greater in the 55-yr site than in other sites as a result of high density (4,340 stems ha^{-1}) of the shrub *Hybanthus atropurpureus* (Violaceae), while young forests (12 and 23-yr sites) were similar in shrub density but less dense than the reference forest ($H = 77.31$, $P < 0.0001$, Table 2).

Tree and non-tree species composition patterns were highly different among sites ($F = 17.1$, $P = 0.0001$ for trees, Fig. 4A; $F = 28.9$, $P = 0.0001$ for non-trees, Fig. 4B) and each of the four sites was significantly different from each other ($P = 0.0001$ for each comparisons). Stress levels for MDS plots were high on tree species matrix (0.26, Fig. 4A), but low on non-trees (0.16, Fig. 4B), indicating that sites were not well represented in two dimensions in case of tree species.

Comparisons of tree and non-tree species area matrices revealed discordant patterns in the restoration forests. However, concordance was highly significant between the two matrices in the reference forest (Procrustes analyses; $m^2 = 0.5763$, $P = 0.001$). It means that mean similarity of tree species area matrix was similar to the non-tree species area matrix in the reference forest but not in restoration sites.

Discussion

Findings on structural, diversity, and floristic recovery

Our results demonstrated that aspects of vegetation structure were indeed restored in the studied non-primary restoration forests. Many structural aspects of the restoration sites, such as tree basal area, canopy cover, and height had come to resemble mature forest within five decades. However, while restoration sites showed progressive increase in tree species richness with restoration age, colonization of non-trees and convergence of floristic composition with that of the reference forest appear to be slower processes. Our hypothesis that tree communities can affect non-tree species composition and diversity was supported only for the reference site, since non-tree species composition and diversity of reference site were related to the natural established trees.

Trees reached the same basal area in restoration sites as in the reference forest, despite the lower tree density, indicating recovery of an important structural component was possible. This result coincides with findings of many other studies, where in restored basal area reached older site values within 4-70 years of secondary succession (Aide et al., 2000; Denslow & Guzman, 2000; Toniato & Oliveira-Filho, 2004; Liebsch et al., 2008; Letcher & Chazdon, 2009).

Our results suggest progressive increases in tree diversity and richness with restoration site age. Restoration sites have recruited considerable number of new tree species, and are on a trajectory toward structural recovery. While we found fairly high levels of recovery in terms of trees, tree species diversity and richness in the 55-yr site reached 64% and 63% of the values in the reference forest, respectively, whereas non-tree species reached only 31% of reference diversity and <50% of reference richness. This contrast is likely a result of the difficulties of restoration in Atlantic forest systems, a massively diverse ecosystem that is also highly degraded and dramatically fragmented. Liebsch et al. (2008) predicted that, by natural succession, Atlantic forest system require 100-300 years to reach full understory species

richness of mature forests and 1000-3000 years to reach mature forest endemism levels. Our data support this prediction at least in broad terms.

We detected significant successional trends of growth forms in restoration forests. Herbaceous and sub-shrub species were dominant during the first decade of restoration, but were replaced by shrubs in course of five decades. For instance, the densities of the herb *L. remotiflora* of 4,270 stems ha⁻¹ in the 12-yr site are typical of early successional stages related to places where canopy allows more light input, which supports some herb species. In the case of the 55-yr site, the shrub *H. atropurpureus*, which is a typical understory species of seasonal semideciduous forests, is found as a dominant species and growth form of the understore. Similar patterns of decreasing herbaceous species dominance and increasing tree species richness was described for seed banks by Sorreano (2002) in these same restoration sites (23 and 55-yr forests). Climbers are an important component of mature seasonal semideciduous forests, but were much scarcer in restoration sites, as has been also reported in studies of other restoration sites (Salinas & Guirado, 2002; Barbosa & Pizo, 2006).

Recovering floristic composition after deforestation is a difficult challenge both in restoration and during secondary succession after disturbance. In this study, we found both tree and non-tree species composition in restoration sites to differ from the reference forest. Similar results have been found in natural forest regeneration in tropical abandoned pastures even after 77 years (Aide et al., 2000), suggesting that species composition may never return to that of intact forest, or that the time required may be exceedingly long, such that systems effectively might never naturally recover. By contrast, other authors have found species composition returning to pre-disturbance levels within 40 years after abandonment (Toniato & Oliveira-Filho, 2004; Letcher & Chazdon, 2009). Why some areas may be more conducive to recovery than others is not clear, but is likely a function of landscape details and configuration. For instance, Toniato and Oliveira-Filho (2004) found that considerable portions of floristic composition were recovered in fragmented landscapes. However, comparing the landscape context of their

study with ours, their study region appears to be much more fragmented than ours, which was highly fragmented with few forest remnants surrounding.

Restored areas can become hybrid or novel ecosystems. In hybrid systems, systems retain characteristics of the original system, In novel ecosystems, these characteristics are transformed entirely (Hobbs et al., 2009). Our restoration sites can best be considered as hybrid ecosystems as they presented new species combinations that are, nevertheless, able to self-maintain, at least in regards tree strata.

Effects of species selection on composition of recovering forests

Overstory species selection in restoration plantations can influence subsequent colonization patterns by secondary forest species effectively ‘catalyzing’ succession in degraded deforested tropical sites (Parrotta, 1995; Powers et al., 1997). However, in our study, only the reference forest showed concordance between tree and non-tree species area matrices, detected by Procrustes analysis. These findings suggest that tree species may modify site conditions, thereby influencing non-tree species significantly. In contrast, we did not find significant tree influences on non-tree species in restoration sites. This result suggests that planted tree influence on forest recovery may also depend on time, as we did not detect significant influences of tree on non-tree species in restoration sites, which may not have had time enough to develop this pattern.

It is interesting to note from our results that in the first tree diameter class (Fig. 2A), we found greater numbers of individuals only in the reference forest. This size class can represent a layer intermediate between canopy and shrubs. Hence, this layer may reflect increased structural complexity of this natural forest. Although structural complexity may increase with age of planting (Munro et al., 2009), it is likely that this change in restoration sites may take much longer. While tree composition influences may not be immediately apparent, they will likely influence microsite conditions below their crown over time thus acting as a filter permeable to some species and impermeable to others (Gandolfi et al., 2007).

With forests becoming more closed over time, as documented in the present study, canopy cover may be more appropriate for epiphyte species.

Ours results give clues to that meaning of correlations between tree and non-tree species area matrices. As growth forms the most directly related to trees are climbers and epiphytes, in view of their direct physical contact with tree bark, it is interesting to find significant concordance between these communities only in the reference forest. Not surprisingly, and corroborating these trends, climbers represented 28% of species in the reference forest, which holds 4.2-fold more species than the maximum number of climber species found in restoration sites and 3-fold more epiphyte species.

Recommendations

Restoration ecology aims to accelerate an otherwise very slow natural process (Bell et al., 1997). Planting diverse suits of species may increase potential to facilitate more-rapid and more-complete restoration of forest communities (Powers et al., 1997). Despite high costs of the traditional plantation model using seedlings (Rodrigues et al., 2009; Vieira et al., 2009), plantations are the only option for lands that have lost almost all neighbouring remnants of native forests, where potential for autogenic restoration is low (Rodrigues et al., 2010). In these situations, particularly serious in São Paulo state, where disturbance is near-universal (Ribeiro et al., 2009), vegetation and soils may have been altered functionally and structurally, such that regenerating species cannot grow in competition with herbaceous plants or in open microsites (Carnevale & Montagnini, 2002; Griscom & Ashton, 2011).

Of particular interest was our discovery of low epiphyte and climber diversity in all restoration sites. As these growth forms seem unable to recover as fast as trees, several implications for practice can be derived. Enrichment planting of epiphytes and climbers some years of restoration may be indicated, since these growth forms cannot be planted at initial restoration stages owing to their need for trees as

supporting structures. Forests in early stages of succession have few branches thick enough to support liana growth (i.e., diameter ≥ 2 cm; Madeira et al., 2009). Moreover, as lianas are generally detrimental to the trees that support them and have significant competitive effect on tree performance (Putz, 1984; Tobin et al., 2012), for seedling establishment success, it is better to avoid climbers in early planting stages. Although epiphyte life-histories differ between species, epiphyte communities develop slowly, and can take 25 years to reach tree-branch saturation (Nieder et al., 2001), and larger orchids can have long life-spans, even >50 years (Zotz, 1995). Because many species of climbers and epiphytes were present in the 12-yr site, we believe that enrichment activities could start around this time or before. However, testing is needed, in particular as to whether structural complexity has significant influence on establishment of these growth forms. Under-planting is a method of artificial regeneration in the tropics that favors survival in intermediate light levels (Paquette et al., 2006), and can be useful for shade-tolerant species (Parrotta & Knowles, 1999). An important point for such enrichment is to avoid planting epiphytes on pioneer species, as these individuals have shorter lifespans than non-pioneer species.

Fragment under restoration can conserve not only actual species richness, but also they can, under properly management, preserve many more species that they retain today. Our study shows the need for continued management of restoration areas, to enhance diversity conservation role, and thus, optimize ecological process. We acknowledge limitations of our design, but interesting patterns found in this study gives insights that can be applicable to systems where fragmentation and degradation influence is strong enough to hamper natural colonization, and where active restoration by total planting and enrichment would be the only option for flora recover.

References

- Aide, T. M., J. K. Zimmerman, J. B. Pascarella, L. Rivera, and H. Marciano-Vega 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* **8**:328–338.
- Amazonas, N. T. 2010. Ciclagem do nitrogênio em uma cronosequência formada por florestas restauradas e floresta natural. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade Estadual de São Paulo, Piracicaba.
- Amazonas, N. T., L. A. Martinelli, M. D. C. Piccolo, and R. R. Rodrigues 2011. Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration. *Forest Ecology and Management* **262**:1551–1557.
- Anderson, M. J., R. N. Gorley, and K. R. Clarke. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Ayres, M., M. J. Ayres, D. L. Ayres, and A. S. Santos 2007. BioEstat 5.0. Pages Sociedade Mamiaurá. Imprensa Oficial do Estado do Pará, Belém.
- Barbier, S., F. Gosselin, and P. Balandier 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved: a critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* **254**:1–15.
- Barbosa, C. E. A., T. Benato, A. L. Cavalheiro, and J. M. D. Torezan 2009. Diversity of regenerating plants in reforestation with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze of 12, 22, 35, and 43 years of age in Paraná state, Brazil. *Restoration Ecology* **17**:60–67.
- Barbosa, K. C., and M. A. Pizo 2006. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. *Restoration Ecology* **14**:504–515.

- Barbosa, L. M., J. M. Barbosa, K. C. Barbosa, A. Potomati, S. E. Martins, L. M. Asperti, A. C. G. Melo, P. G. Carrasco, S. A. Castanheira, J. M. Piliackas, W. A. Contieri, D. S. Mattioli, D. C. Guedes, N. Santos, P. M. S. Silva, and A. P. Plaza 2003. Recuperação florestal com espécies nativas no estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. *Florestar Estatístico* **6**:28–34.
- Bell, S. S., M. S. Fonseca, and L. B. Motten 1997. Linking restoration and landscape ecology. *Restoration Ecology* **5**:318–323.
- Block, W. M., A. B. Franklin, J. P. Ward Jr., J. L. Ganey, and G. C. White 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* **9**:293–303.
- Carnevale, N. J., and F. Montagnini 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management* **163**:217–227.
- Carvalho, G. H., M. V. Cianciaruso, and M. A. Batalha 2010. Plantminer: a web tool for checking and gathering plant species taxonomic information. *Environmental Modelling and Software* **25**:815–816.
- Chazdon, R. L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **6**:51–71.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* **320**:1458–1460.
- Cielo-Filho, R. 2001. Estrutura de abundância de um trecho da floresta estacional semidecídua no município de Campinas, Estado de São Paulo: Mata Ribeirão Cachoeira. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo.

- Cielo-Filho, R., M. A. Gneri, and F. R. Martins 2007. Position on slope, disturbance, and tree species coexistence in a seasonal semideciduous forest in SE Brazil. *Plant Ecology* **190**:189–203.
- Clarke, K. R., and R. N. Gorley. 2006. *PRIMER v6: user manual/ tutorial*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.
- Clarke, K. R., and R. M. Warwick. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.
- Cusack, D., and F. Montagnini 2004. The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. *Forest Ecology and Management* **188**:1–15.
- Denslow, J. S., and S. Guzman 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science* **11**:201–212.
- Döös, B. R. 2000. Increasing food production at the expense of tropical forests. *Integrated Assessment* **1**:189–202.
- Englund, S. R., J. J. O'Brien, and D. B. Clark 2000. Evaluation of digital and film hemispherical photography and spherical densiometry for measuring forest light environments. *Canadian Journal of Forest Research* **30**:1999–2005.
- Felfili, J. M. 1997. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Revista Brasileira de Botânica* **20**:155–162.
- Florentine, S. K., and M. E. Westbrooke 2004. Restoration on abandoned tropical pasturelands: do we know enough? *Journal for Nature Conservation* **12**:85–94.
- Gandolfi, S., C. A. Joly, and R. R. Rodrigues 2007. Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. *Scientia Agricola* **64**:433–438.

- Gibbs, H. K., A. S. Ruesch, F. Achard, M. K. Clayton, P. Holmgren, N. Ramankutty, and J. A. Foley 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Science of USA* **107**:16732–16737.
- Griscom, H. P., and M. S. Ashton 2011. Restoration of dry forests in Central America: a review of pattern and process. *Forest Ecology and Management* **261**:1564–1579.
- Guilliam, F. S. 2002. Effects of harvesting on herbaceous layer diversity of a central Appalachian hardwood forest in West Virginia USA. *Forest Ecology and Management* **155**:33–43.
- Hammer, O., D. A. T. Harper, and P. D. Ryan 2001. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* **4**:1–9.
- Hobbs, R. J. 2007. Managing plant populations in fragmented landscapes: restoration or gardening? *Australian Journal of Botany* **55**:371–374.
- Hobbs, R. J., S. Arico, J. Aronson, J. S. Baron, P. Bridgewater, V. A. Cramer, P. R. Epstein, J. J. Ewel, C. A. Klink, A. E. Lugo, D. Norton, D. Ojima, D. M. Richardson, E. W. Sanderson, F. Valladares, M. Vilà, R. Zamora, and M. Zobel 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* **15**:1–7.
- Hobbs, R. J., E. Higgs, and J. A. Harris 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* **24**:599–605.
- Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* **31**:229–242.
- Holl, K. D., M. E. Loik, E. H. V. Lin, and I. A. Samuels 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* **8**:339–349.

- Hurlbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* **54**:187–211.
- Johnson, E. A., and K. Miyanishi 2008. Testing the assumptions of chronosequences in succession. *Ecology Letters* **11**:419–431.
- Kendall, H. W., and D. Pimentel 1994. Constraints on the expansion of the global food supply. *Ambio* **23**:198–205.
- Lamb, D., P. D. Erskine, and J. A. Parrotta 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* **310**:1628–1632.
- Lemmon, P. 1957. A new instrument for measuring forest overstory density. *Journal of Forestry* **55**:67–668.
- Letcher, S. G., and R. L. Chazdon 2009. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. *Biotropica* **41**:608–617.
- Liebsch, D., M. C. M. Marques, and R. Goldenberg 2008. How long does the Atlantic rain forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession *Biological Conservation* **141**:1717–1725.
- Madeira, B. G., M. M. Espírito-Santo, S. D'Ângelo Neto, Y. R. F. Nunes, G. A. S. Sánchez-Azofeifa, G. W. Fernandes, and M. Quesada 2009. Changes in tree and lianas communities along a successional gradient in a tropical dry forest in south-eastern Brazil. *Plant Ecology* **201**:291–304.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Oxford.
- Michener, W. K. 1997. Quantitatively evaluating restoration experiments: research design, statistical analysis, and data management considerations. *Restoration Ecology* **5**:324–377.

- Moore, M. M., W. W. Covington, and P. Z. Fulé 1999. Reference conditions and ecological restoration: a southwestern ponderosa pine perspective. *Ecological Applications* **9**:1266–1277.
- Munro, N. T., J. Fischer, J. Wood, and D. B. Lindenmayer 2009. Revegetation in agricultural areas: the development of structural complexity and floristic diversity. *Ecological Applications* **19**:1197–1210.
- Nieder, J., J. Prosperí, and G. Michaloud 2001. Epiphytes and their contribution to canopy diversity. *Plant Ecology* **153**:51–63.
- Nogueira, J. C. B. 1977. Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas. *Boletim Técnico do Instituto Florestal* **24**:1–71.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, R. B. O'hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, and H. Wagner 2011. *Vegan: community ecology package*. Pages R package.
- Paquette, A., A. Bouchard, and A. Cogliastro 2006. Survival and growth of under-planted trees: a meta-analysis across four biomes. *Ecological Applications* **16**:1575–1589.
- Parrotta, J. A. 1995. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science* **6**:627–636.
- Parrotta, J. A., and O. H. Knowles 1999. Restoration of tropical moist forest on bauxite mined lands in the Brazilian Amazon. *Restoration Ecology* **7**:103–116.
- Parrotta, J. A., O. H. Knowles, and J. M. Wunderle 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management* **99**:21–42.
- Peres-Neto, P. R., and D. A. Jackson 2001. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia* **129**:169–178.

- Powers, J. S., J. P. Haggard, and R. F. Fisher 1997. The effect of overstory composition on understory woody regeneration and species richness in 7-year-old plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* **99**:43–54.
- Putz, F. E. 1984. How trees avoid and shed lianas. *Biotropica* **16**:19-23.
- R Development Core Team 2011. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, and M. M. Hirota 2009. The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**:1141–1153.
- Rodrigues, R. R., S. Gandolfi, A. G. Nave, J. Aronson, T. E. Barreto, C. Y. Vidal, and P. H. S. Brancalion 2010. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* **261**:1605–613.
- Rodrigues, R. R., H. F. Leitão Filho, and M. S. M. Crestana 1992. Revegetação do entorno da represa de abastecimento de água do município de Iracemápolis/SP. Pages 406-414. *Anais do Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas*. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba.
- Rodrigues, R. R., R. a. F. Lima, S. Gandolfi, and A. G. Nave 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **142**:1242–1255.
- Ruokolainen, L., and K. Salo 2006. Differences in performance of four ordination methods on a complex vegetation dataset. *Annales Botanici Fennici* **43**:269- 275.
- Salinas, M. J., and J. Guirado 2002. Riparian plant restoration in summerdry riverbeds of southeastern Spain. *Restoration Ecology* **10**:695–702.

- Sansevero, J. B. B., P. V. Prieto, L. F. D. Moraes, and P. J. F. P. Rodrigues 2011. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology* **19**:379–389.
- Santos, K., L. S. Kinoshita, and A. A. Rezende 2009. Species composition of climbers in seasonal semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. *Biota Neotropica* **9**:175–188.
- Senbeta, F., and D. Teketay 2001. Regeneration of indigenous woody species under the canopies of tree plantations in central Ethiopia. *Tropical Ecology* **42**:175–185.
- Siqueira, L. P. 2002. Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz,” Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Sorreano, M. C. M. 2002. Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade Estadual de São Paulo, Piracicaba.
- Souza, F. M., and J. L. F. Batista 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology Management* **191**:185–200.
- Spiegel, M. P. 1976. Estatística. McGraw-Hill do Brasil, São Paulo.
- Suganuma, M. S., J. M. D. Torezan, A. L. Cavaleiro, A. L. L. Vanzela, and T. Benato 2008. Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. *Revista Árvore* **32**:377–385.
- Taylor, L. R. 1978. Bates, Williams, Hutchinson - a variety of diversities. Pages 1–18 in L. A. Mound and N. Waloff, editors. *Diversity of insect faunas*. 9th Symposium of the Royal Entomological Society. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- Taylor, L. R., R. A. Kempton, and I. P. Woiwod 1976. Diversity statistics and the log-series model. *Journal of Animal Ecology* **45**:255–272.
- Tobin, M. F., A. J. Wright, S. A. Mangan, and S. A. Schnitzer. 2012. Lianas have a greater competitive effect than trees of similar biomass on tropical canopy trees. *Ecosphere* **3**:1–11.
- Toniato, M. T. Z., and A. T. Oliveira-Filho 2004. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. *Forest Ecology and Management* **198**:319–339.
- Viani, R. a. G., G. Durigan, and A. C. G. Melo 2010. Regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? *Ciência Florestal* **20**:533–552.
- Vieira, D. C. M., and S. Gandolfi 2006. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. *Revista Brasileira de Botânica* **29**:541–554.
- Vieira, D. L. M., K. D. Holl, and F. M. Peneireiro 2009. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Restoration Ecology* **17**:451–459.
- Vieira, D. L. M., and A. Scariot 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* **14**:11–20.
- Walker, L. R., and R. D. Moral 2009. Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science* **12**:53–76.
- Wuethrich, B. 2007. Reconstructing Brazil's Atlantic rainforest. *Science* **315**:1070–1072.
- Wunderle, 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.
- Zotz, G. 1995. How fast does an epiphyte grow? *Selbyana* **16**:150–154.

Table 1 - Characteristics of the study sites.

	Early ¹	Intermediate ²	Old ³	Reference natural remnant ^{4,5,6}
Year of planting	1998	1987/1992	1955/1960	There are no signs of recent anthropogenic disturbances in the area
Age (years)	12	23	55	–
Counties and location names	Santa Bárbara d'Oeste: dam of São Luis	Itacemópolis: Supply Reservoir	Cosmópolis: Ester Sugar Mill	Campinas/Souzas: Ribeirão Cachoeira
Coordinates	22.826148S, 47.427549W	22.576589S, 47.519109W	2.671759S, 47.205591W	22.833228S, 46.926084W
Number of planted species	80	141	71	–
Planted area (ha)	30	50	30	245
Restoration model	50% of pioneers and 50% of non-pioneers alternately on the same planting line	Modules of planting (6 pioneers and 2 early secondary, 1 late secondary or climax) 4x4m and than 3x3m	random and heterogeneous planting	–
Surrounding Landscape	Sugarcane plantation	Sugarcane plantation	Sugarcane plantation	Different crop plantations, rangeland and semi-rural area
Soil	No data	Humic Latossoil Red-Yellow / Eutrophic Purple Latossoil / Dystrophic Purple Latossoil/ structured reddish purple soil / Abruptic Yellow-red Podzolic	Purple Latossoil / Basaltic rocks / two spots of Lithosol with Argillite substrate	Red-Yellow Argisol
Climate (Köppen)	Cwa	Cwa	Cwa	Cwa

Source: ¹Andé Nave-ESALQ/USP, *personal communication*; ²(Rodrigues et al. 1992, Siqueira 2002, Vieira and Gandolfi 2006); ³(Nogueira 1977); ⁴(Santos 2003); ⁵(Cielo-Filho et al. 2007); ⁶(Cielo-Filho et al. 2009).

Table 2 - Comparison of vegetation characteristics at three restoration sites (12-yr, 23-yr and 55-yr) and the reference sites. Superscripts indicate results of Wilcoxon pairwise post-hoc comparison tests, except for Fisher alpha diversity index where differences were detected with bootstrap (95% confidence interval). Means $\pm$ standard error.

	Years since restoration:			Reference site:
	Early	Intermediate	Old	native forest
	12-yr old	23-yr old	55-yr old	
Canopy cover (%)	68 $\pm$ 2.2 ^c	83 $\pm$ 2.2 ^b	91 $\pm$ 1.0 ^{ab}	93 $\pm$ 0.9 ^a
Species richness (tree and non-tree)	90	90	122	218
Trees species	37	57	64	102
Non-tree species	53	33	58	116
Fisher alpha diversity index: trees	11.2 ^c	21.9 ^b	25.5 ^b	38.2 ^a
Fisher alpha diversity index: non-trees	9.9 ^b	10.4 ^b	10.9 ^b	35.1 ^a
Density of trees (ind ha ⁻¹)	987 $\pm$ 58 ^b	917 $\pm$ 55 ^b	963 $\pm$ 59 ^b	1713 $\pm$ 74 ^a
Basal area of trees (m ² ha ⁻¹)	26.9 $\pm$ 2.2 ^a	34.9 $\pm$ 3.3 ^a	36.4 $\pm$ 3.6 ^a	41.2 $\pm$ 5.4 ^a
Height of trees (m)	6.9 $\pm$ 0.2 ^b	7.9 $\pm$ 0.3 ^b	10.0 $\pm$ 0.5 ^a	9.4 $\pm$ 0.3 ^a
Shrub species	6	10	19	19
Density of shrubs (ha ⁻¹)	413 $\pm$ 1 ^c	326 $\pm$ 1 ^c	5400 $\pm$ 9 ^a	1220 $\pm$ 1 ^b
Sub-shrub species	10	2	7	8
Herb species	27	5	11	15
Epiphyte species	2	0	5	15
Hemi-parasitic species	0	1	1	0
Climber species	8	15	15	61

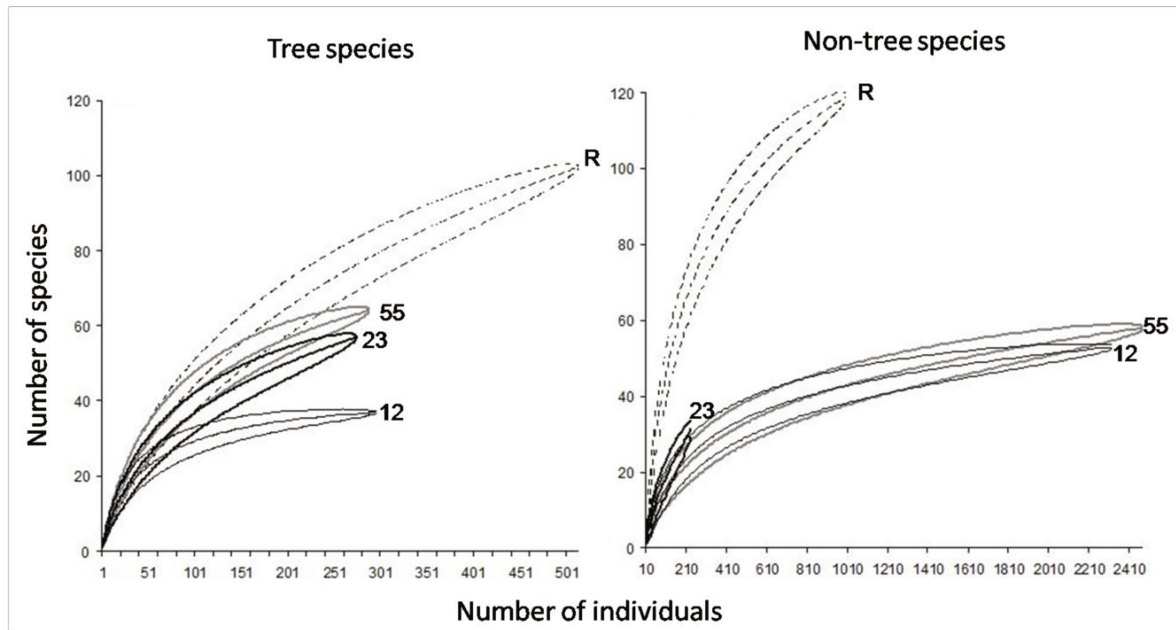


Fig. 1 – Rarefaction curves (middle line) and 95% confidence intervals (upper and lower second lines) for total community species richness of tree and non-tree species in the three restoration sites and the reference forest.

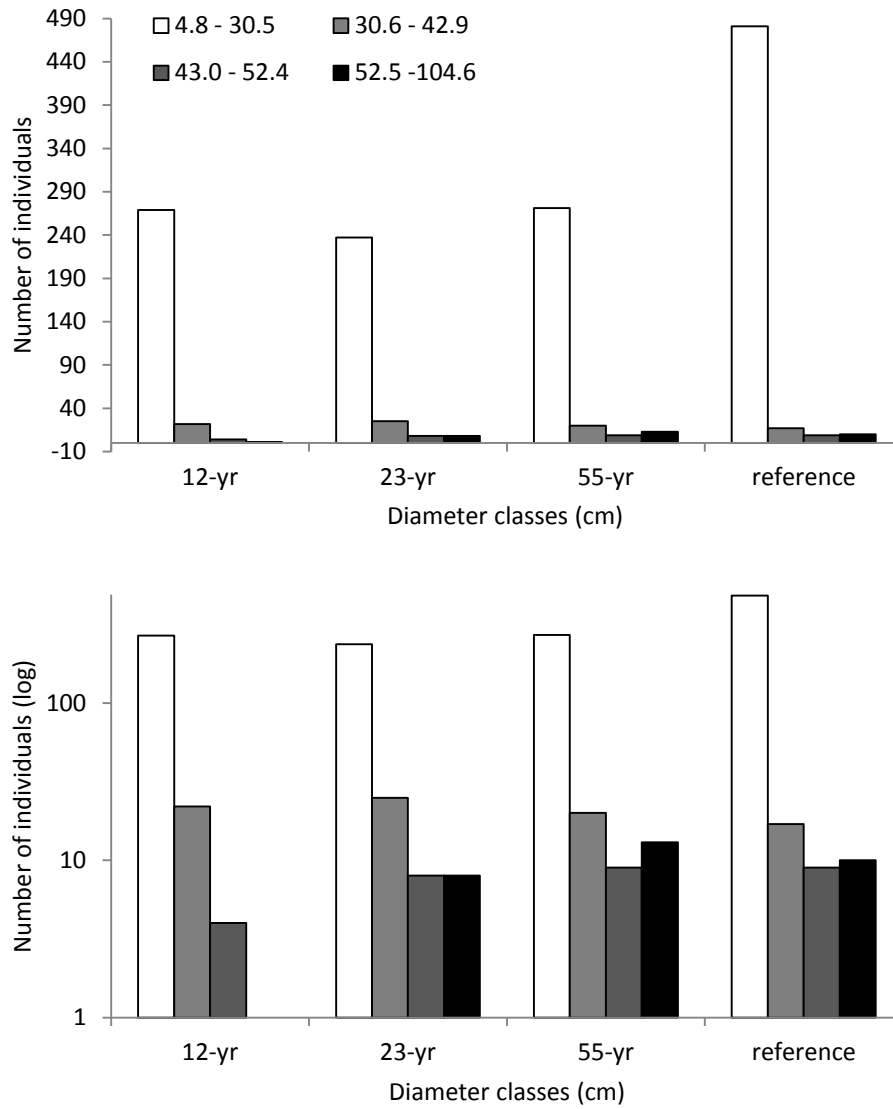


Fig. 2- (A) Number of tree individuals per diameter class (cm) for three restoration sites and the reference forest. (B) Same as A, but with the y axes displayed on logarithmic scale to show differences among lower value classes.

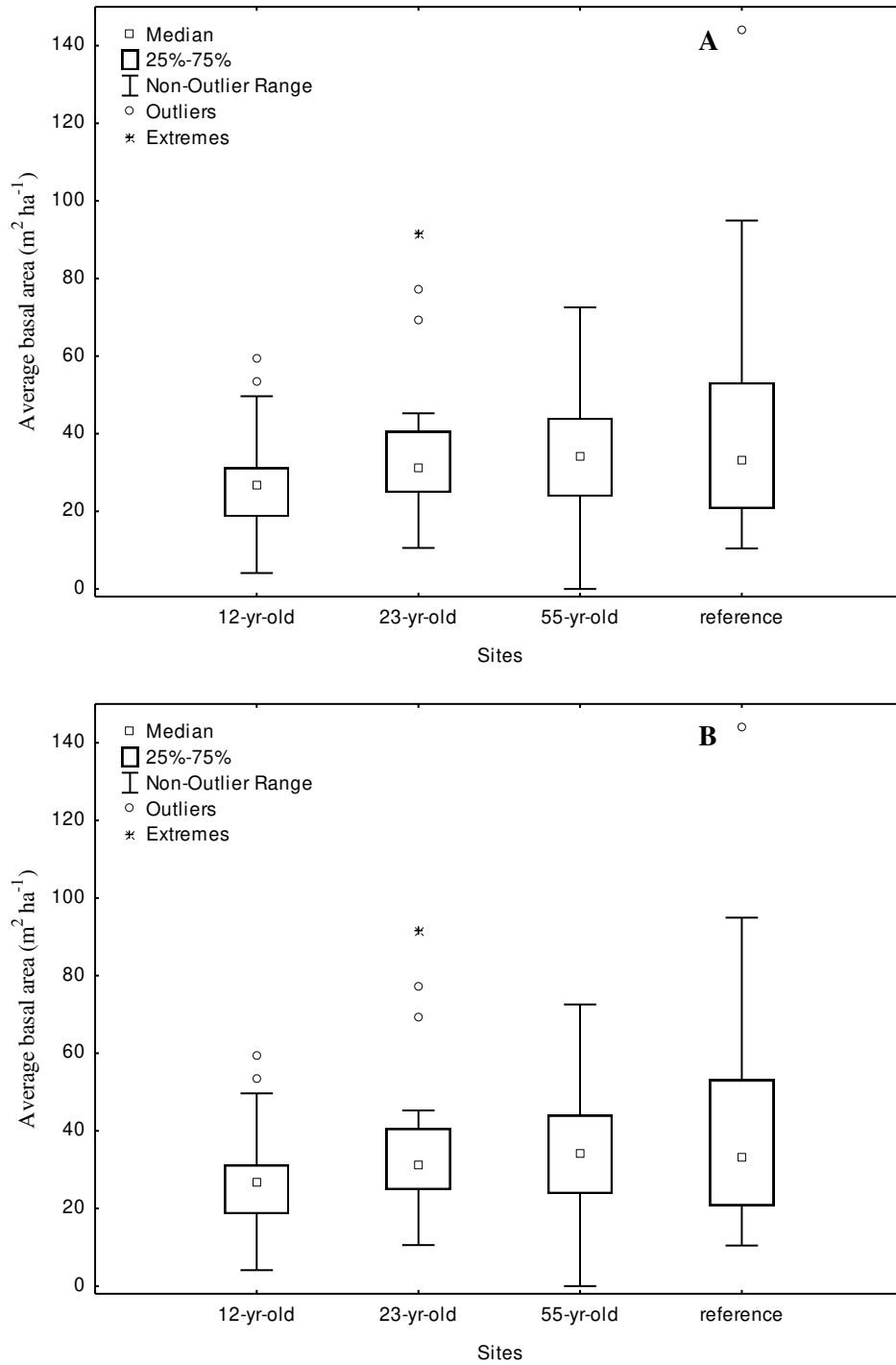


Fig. 3- Average basal area ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) for the community tree species at three restoration sites (12-, 23-, and 55-yr) and the reference forest. (A) Average basal area, and (B) average basal area transformed to arcsin-square-root.

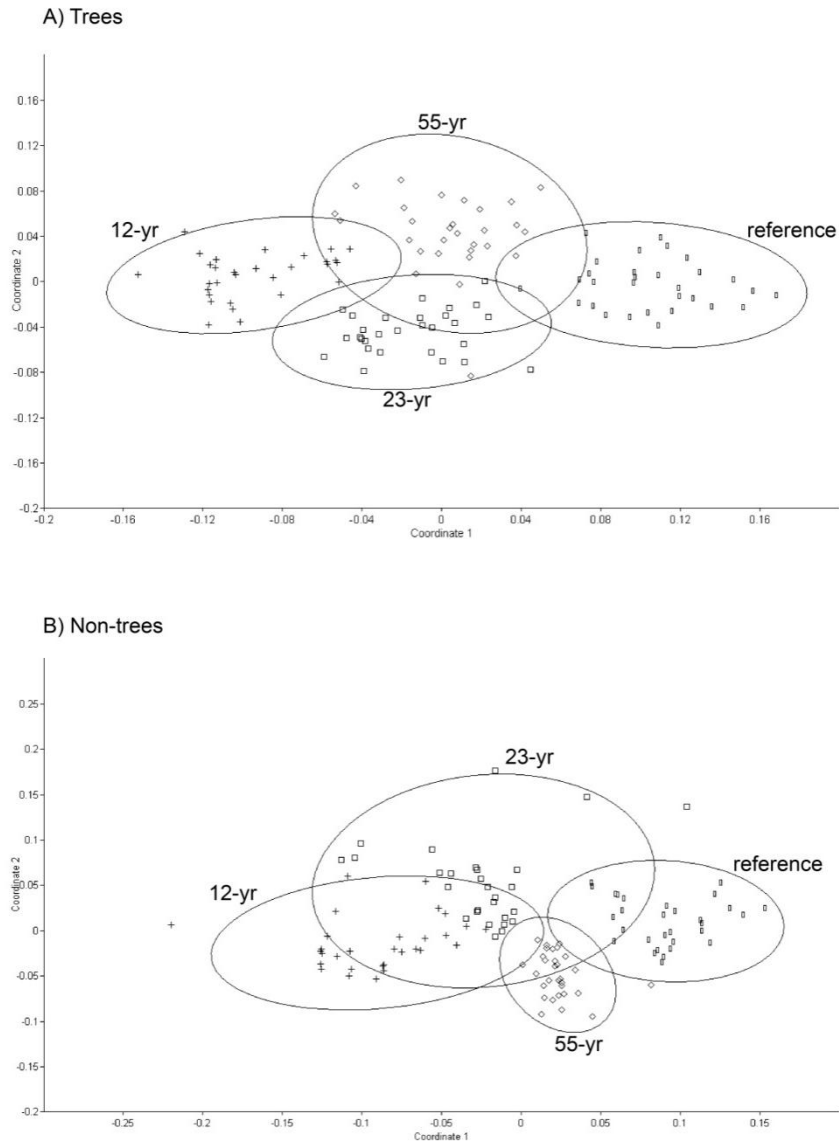


Fig. 4- Non-metric multidimensional scaling (MDS) with Bray-Curtis dissimilarities (1 dummy variable) and 95% ellipsis for total community species richness for three restored sites and the reference forest. (A) trees and (B) non-trees compared to observed species richness in all sites.

CAPÍTULO 2:

FLOWER TRAIT TURNOVER, FUNCTIONAL DIVERSITY, AND FUNCTIONAL REDUNDANCY IN RESTORATION SITES WITH DIFFERENT AGES

ABSTRACT.

We analyzed plant communities at restoration sites of different ages compared to an undisturbed forest. We focused on three challenges: (1) investigation of functional diversity and functional redundancy patterns regarding flower traits and species richness, (2) identification of an optimal subset of flower traits to be used in description of vegetation-succession trends in restoration sites, and (3) analysis of flower originality among sites. We studied riparian, seasonal semideciduous forest in the Atlantic Forest of São Paulo, Brazil, that had been restored using a high level of plant diversity during planting. We assumed that recovery of flower trait diversity indicates positive and autonomous advancement towards sustainability in supporting plant-pollinator relationships. We sampled all reproductive individuals of all growth forms (353 species), classifying floral types, flower color and size, generalized level, and flower openness. Some flower traits, such as red/burgundy color, gullet and bell-funnel shape, and very large flowers, were identified as indicators of undisturbed native forest; although we observed species having these traits in sites under restoration, functional group diversity was smaller than in the reference area. Functional diversity was similar to that among randomly-generated values from a null model. We detected functional complementarity of tree species of restoration areas while we found functional redundancy for trees in the reference forest. Flower functionality of tree species could be achieved after two decades of restoration; however, for other growth forms, species richness, and functional diversity remained far from reference values, where functional complementarity was high. Our study draws attention to species diversity and functional considerations in forest restoration projects as an essential aim, in both planning and implementation of projects, with special attention to functional recovery of non-tree species. This functional diversity may be reached through previous definition of which regional species can be used in plantings for restoration projects.

Key-words: functional turnover, generalization level, long-term restoration, originality, pollination, species diversity.

1. Introduction

Functional diversity and the composition of functional groups can be a promising tool in implementation of restoration projects, and for species enrichment of sites already under restoration. We can define functional groups as sets of species, regardless of phylogenetic relationships, that have similar roles in ecosystems or that respond to common environmental factors (Gitay and Noble 1997, Diaz and Cabido 2001, Lavorel and Garnier 2002, Rusch et al. 2003, Franks et al. 2009). Assuming that different plant functional groups represent different functions, they become especially important for supporting the return of ecological processes in areas under restoration. Definition of plant types or other designations for plant functional types (PFTs) should focus on plants that are similar in terms of pre-selected traits (Pillar 1999).

To decide among the large variety of candidate traits that are actually relevant to ecosystem function, it is important to be clear as to what is the particular process of concern (Ricotta and Moretti 2011). In this framework, we can focus on groups defined by plant characteristics related to types of resources offered to wildlife, such as flowers. Recovery of species interactions is a target for archiving restoration outcomes; thereby it is important to consider pollination in restoration planning (Dixon 2009). Assuming that tropical plants depend on animals as movement vectors for their pollen and consequently for gene flow, we focused on these reproductive traits because they affect plant fitness directly (Aguilar *et al.*, 2008). In addition, our focus on flower traits is relevant because flower form and function are related to specific animal interactions and, via pollination, represent a fundamental ecosystem process.

In theory, functional diversity can affect the dynamics of ecosystem resources and their long-term stability (Diaz and Cabido 2001). Nevertheless, “diversity” more generically is often counted by focusing on species richness, underestimating other diversity components, such as ecological redundancy and functional diversity, despite their importance in determining ecosystem processes (Walker 1992, Diaz and

Cabido 2001). Exclusive reliance on traditional diversity indices can “miss” other valuable information. For instance, a community in which species have different pollinators after some disturbance can be modified and can shift to become a different community, in which species might depend on a single pollinator vector. Under this new scenario, despite the functional change, numbers of species and their abundance distributions would be the same, undetected by simple species diversity indexes (Cianciaruso et al. 2009), but related to functional diversity and functional redundancy. Functionally redundant species play essential roles in ecosystem stability as an ‘insurance policy’ against loss of function, showing the value of species diversity to ecosystem processes (Wohl et al. 2004).

In this study, we sampled reproductive individuals of all plant growth forms at restoration sites of different ages restored with high species diversity during the planting process; we compared data from these samples to parallel data for a reference forest. Hence, we expect that species diversity at a site will map onto wide redundancy and functional diversity. We assumed that recovery of flower diversity would indicate advancement in ecosystem restoration towards sustainability in supporting plant-pollinator relationships. We also measured species uniqueness (originality), measured as species’ relative contributions to functional diversity (Pavoine et al. 2005, Isaac et al. 2007). As a result, a species showing a wide range of flower traits can enhance community functionality via their originality, since species with high originality values represent a unique combination of different set of flower traits.

Our main objective was to identify indicator flower traits for description of vegetation-succession trends in sites under restoration and to understand whether functional recovery at these sites could be reached or some adaptive management would be required. Likewise, we aim to use trait analyses for future restoration planning projects. We also investigated the hypotheses that increasing species richness affects functional diversity and redundancy.

2. Material and methods

2.1. Study area

Four riparian forest sites were surveyed in the same watershed in São Paulo state, Brazil (Fig. 1). The areas lie in the seasonal semideciduous forest domain, within the Atlantic forest biome, and little elevation variation (554–711 m). The sites in forests under restoration were at three planting ages (12, 23, and 55 yr old), all formerly cultivated for sugarcane. The sizes, distance from the nearest forest remnant (any remnant with at least similar size of the given site), and coordinates of sites are: 30 hectares, 1,435 m, and 47° 25' 39"W, 22° 49' 34"S (12-yr site), 50 hectares, 70 m, and 47° 31' 09"W, 22° 34' 36"S (23-yr site), and 30 hectares, 180 m, and 47° 12' 20"W, 22° 40' 18"S (55-yr site).

Restoration model used were combination of pioneer and no-pioneer species in 12- and 23-yr sites and random heterogeneous planting in 55-yr site. These sites were restored via planting of a high diversity of tree species (>70 species) chosen according to availability of seedlings from commercial sources, as well as from seed collected on surrounding landscapes, using mostly native species but some exotic species as well (planted species list is available in: Nogueira 1977, Rodrigues et al. 1992, Siqueira 2002, Vieira and Gandolfi 2006). Restoration project goals for these sites were the use of native species as much as possible, as well as reaching maximum possible species numbers. However, no planning was done regarding which species traits should be prioritized. The sites are located in a highly fragmented landscape unlikely to autogenic restoration (Rodrigues et al. 2010).

To evaluate whether functional recovery at these sites could be reached, we compared these restoration sites to a reference forest that is the second largest natural remnant (244.9 ha, 403 m from the nearest forest remnant, and coordinate: 46° 55' 34"W, 22° 49' 59"S) of the formerly continuous forest in the Campinas municipality (Santos 2003, Santos et al. 2009). Currently, 97% of Atlantic forest fragments are <250 ha; these small forest patches account for almost 42% of the remaining total forest area of this

biome (Ribeiro et al. 2009). The four sites are located with a maximum distance among them of 65 km (Amazonas et al. 2011).

2.2. *Sampling methods*

At each site under restoration, we selected a 2.5 ha stand, following the sampling design of Cielo-Filho *et al.* (2007), who established reference site plots. To reduce environmental variation among plots, plots were placed randomly in forest areas without sign of recent anthropogenic disturbance (e.g., charcoal on ground, soot on trunks, and presence of stumps or coppiced trees). Stands were located near watercourses, but we were careful not to use areas that undergo cyclic flooding.

Within each 2.5 ha stand, we located 30 (10 x 10 m) plots randomly. Within these plots, every month during two years (May 2008 to April 2010) we strove to find as many individuals in flower and/or fruit for all angiosperm plants except graminoids, including tree species and other growth forms (subshrubs, shrubs, herbs, epiphytes, hemiparasites, climbers). We referred to these latter groups collectively as “non-trees.” We identified specimens by reference to specimens in the UNICAMP herbarium (UEC), consultation of the literature, and consulting with specialists to confirm identifications. The botanical material collected was deposited in the herbarium collection at the Universidade Estadual de Campinas (UEC) and at the Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz,” Universidade Estadual de São Paulo (ESA). Nomenclature follows that list provided by in the Plantminer web tool (Carvalho et al. 2010).

2.3. Flower types

We classified species recorded on studied sites into the flower categories described by Machado and Lopes (2004), which were adapted from Faegri and Pijl (1970). These categories were structured by (a) shape (tubular, gullet, brush, dish, chamber, flag, bell-funnel, or inconspicuous; the later was defined as flowers <4 mm); (b) color (white, red or burgundy, greenish or beige or cream, yellow, orange, lilac or violet or blue, and rose); (c) size as small (<10 mm, medium, (10-20 mm), large (20-30 mm), or very large (>30 mm).

Based on the hypotheses that most specialized species restrict access to rewards to certain groups of pollinator visitors, we used an openness classification adapted from Olesen et al. (2007). Hence, flowers were classified as (a) closed blossom (flag, tubular, gullet and chamber shapes), versus (b) open blossom (inconspicuous, dish, bell-funnel, brush shapes). In addition, following the same authors, we classified flower generalization as (a) flowers specialized (flag-, gullet-, chamber- and brush-shaped flowers) versus (b) generalized (tubular-, bell-, dish-, and inconspicuous-shaped).

2.4. Data analysis

Our data analysis was structured in a series of questions, as follows:

- 1) Species richness, functional diversity, and redundancy: *Does functional diversity and redundancy of flowers increase with restoration age for tree and non-tree species?*

First, for each plot, we calculated functional diversity using the index (FD) of Petchey and Gaston (2002, 2006). Flower color and shape were used as nominal traits, generalized level and flower openness as binary traits, and flower size as an ordinal trait. We used two matrices: one with tree species and other with non-tree species. To convert trait matrices into distance matrices, we used Gower distances as

modified by Pavoine et al. (2009). These analyses were carried out using the *vegan*, *picante*, *FD*, and *ade4* packages in 'R' (R Development Core Team 2011).

We tested whether functional diversity of tree and non-tree species in each site is different from a null model; we compared the observed functional diversity to random values (95% confidence intervals) reshuffled 1000 times. Following Pausas and Verdú (2008), we calculated the occupational index as z -scores: $z = (FD - \text{rdnFD}) / \text{sd.rdnFD}$, where FD is observed functional diversity, rdnFD is functional diversity from the null model, and sd.rdnFD is the standard deviation from the null model; thus, z scores indicate whether functional diversity is greater or smaller than expected from the null model. Because this procedure removes richness effects, we can use z -scores as a functional diversity measure. Furthermore, from z -score amplitude, we examined functional redundancy: the greater the z -score amplitude, the greater the functional complementarity for positive values and redundancy for negative values.

2) Flower traits: *What are indicator flower traits characteristic of the reference site, and how do these traits relate to age of restored sites? Does flower originality differ among sites?*

We used the indicator value (IndVal) method of Dufrêne and Legendre (1997), which combines species' relative abundance with species' relative frequency of occurrence in the sites. This analysis detects indicator species corresponding to various groups of sites. Based on the same method, we used flower traits as indicator values instead of species, changing species for traits in the matrix but keeping same calculation. Hence, indicator flower traits were defined as the most characteristic trait of each group, found mostly in a single group restoration age, and present in the majority of the plots of that group. Statistical significance of indicator values was evaluated by a randomization procedure (Dufrêne and Legendre 1997). To find indicators for the reference site, we tested over all sites; for incorporation during

the restoration process, we used only sites under restoration. We performed a principal component analysis with biplot of species abundance and flower traits in the Fitopac 2.0 package (Shepherd 2009).

We also measured species originality, measured as species' relative contributions to functional diversity (Pavoine et al. 2005, Isaac et al. 2007), using the picante, ape, and ade4 packages in 'R' (R Development Core Team 2011), and compared originality values of sites by ANOVA. When significant differences were detected, Tukey *post-hoc* comparison tests were used to identify sources of the difference, performed in Past 1.82b (Hammer et al. 2001).

3. Results

3.1. Species richness, functional diversity, and redundancy

In total, we sampled 353 species, including 134 trees and 218 non-trees (Appendix A). Number of tree species and functional diversity both showed slight, though progressive, increases with planting age (Table 1). The reference site presented highest numbers of tree species, and the two older restoration areas (23- and 55-yr sites) functional diversity near to that of reference forest (Table 1). However, for non-tree species, the intermediate (23-yr) site presented lowest values (Table 1); 12- and 55-yr sites were similar but far from the reference values.

Functional diversity for tree and non-tree species was not different from that expected for observed species richness, since observed functional diversity was similar to randomly-generated values from the null model ($P > 0.05$). Even so, we detected a tendency to high functional complementarity of tree species of restoration areas, while we found a trend to functional redundancy for trees of the reference forest (high number of tree species with small, white or greenish flowers); for non-tree species, all

restoration sites presented low values, and the reference site presented much greater functional complementarity (i.e. trait over-dispersion) (Fig. 2).

3.2. Flower traits

Considering all sites, four indicator traits – red/burgundy color, gullet shape, very large size and bell-funnel shape flowers were identified with an IndVal score >50% only for the reference site ($P < 0.01$; Table 2). Among restoration sites, tubular flowers were an indicator trait for the 12-yr site, and bell-funnel, greenish, inconspicuous, and flag flowers were indicator traits for the 55-yr site (Table 2). No indicator traits had IndVal scores >50% for the 23-yr site.

The four communities separated by flower traits in the ordination analysis (Fig. 3). The reference forest correlated strongly with almost all flower traits along the first axis (48%). The first 3 axes explained 65% of the overall variance. Sites were similar regarding species originality for tree ($F = 1.929$; $P = 0.1268$) and non-tree species ($F = 1.889$; $P = 0.1319$). We detected some species that had high scores in terms of flower originality (Table 3).

4. Discussion

We were able to verify that sites under restoration show significant differences in species richness and functional diversity over time since planting. Flower attributes showed functional trajectories toward similarity to the reference forest for tree species. However, since restoration sites presented only half of non-tree species richness, their functional diversity and redundancy were far from reference values. Flower traits such as red color, gullet shape, very large size and bell-funnel shape were indicators of the reference forest. Although species with these traits were present in the restoration sites, their diversity was

lower than in the reference area. No traits exclusive of the reference site could be identified. We recognize the limitations of the lack of replication of site ages; however, our study provides useful information with which to assess longer-term trends in restoration sites. We highlight that such insights are virtually impossible to obtain in any other way owing to limited in number in the study region of sites under restoration, in particular more than four decades old.

Removing richness effects by null model comparisons, it was possible to note that for non-tree species similar differences among sites detected for species richness persisted for functional diversity values: lower species richness sites had lower functional diversity indices. Non-tree species at restoration sites were far from reference functionality and did not reach minimum numbers of species to be successful functionally, leading to functional complementarity. As with plant species, pollinators can be less redundant at restored sites than reference forests (Williams 2011). The restoration forests showed non-tree richness that contrasted with the reference site, as was the case for functionality. The youngest restored area presented less functional diversity than the reference forest; the same pattern was found for species richness. In a separate analysis (Garcia et al. in prep.), we showed that the vertical structure of the same sites shows a clear trajectory toward species diversity recovery. Despite the fact that the null model removes species richness influences on functional diversity, tree species from the intermediate-age and older sites had a trend of functional diversity similar to that of the reference site, even though they had lower species richness. This result suggests that areas restored with high species diversity during the planting process may be able to show similar function as the reference forest. Only tree species of the reference site presented negative z -scores indicating trait underdispersion and less functional diversity than expected by null model. Hence, filtering factors may be relevant pressure resulting in flower traits convergence of tree species in this forest leading to a great number of species with small, white or greenish flowers.

The functional diversity of pollination networks may be critical to ecosystem sustainability (Fontaine et al. 2006). As a result, recovery of functional diversity and redundancy is a crucial consideration in forest restoration. Overlap in ecological function leads to ecological redundancy, and redundancy increases the system's ability to resist disturbance or further species exclusion (Peterson et al. 1998). Functional diversity is usually driven by species richness (Poos et al 2009), and, in this study, similar pattern was found for non-tree functional diversity, in which more non-tree species enhanced functional complementarity in the reference forest. On the other hand, because the planting process included a high diversity of tree species in the restoration sites, these forests could reach flower functionality rapidly for tree species, and can be considered a reasonably rich forest with wide tree flower functionality. These results further strengthen evidence that high-diversity reforestations contribute to increased functionality and possibly self-sustainability. Considering that, increasing numbers of species in efforts to reach high-diversity reforestation should be an important aim. Moreover, as Brancalion et al. (2010) and Aronson et al. (2011) commented, if the restoration practitioner decides to plant 30 versus 80 species, the cost of restoration will often not change since average seedling prices are often similar among different species.

Indicator traits were significant and with values above 50 only for the reference site; these traits appear to represent significant investment by plants in producing expensive floral features. Through successional time, selection of expensive multiple floral adaptations is likely to occur toward attracting a wider variety of flower visitors (Kay, 1987). These characteristics, such as very large red flowers with gullet shape, are typical of the hummingbird syndrome. Red flowers are mostly related to bird pollination (Kevan and Baker 1983), and indeed red color can reduce bee visits owing to difficulty of detection against backgrounds, providing a less competitive nectar source for hummingbirds (Forrest and Thomson 2009, Lunau et al. 2011). However, some butterflies have red-sensitive vision and can also visit red flowers (Kevan and Baker 1983). Gullet shape has a close association with bumblebee pollination and

there is a trend to increase these animals diversity during succession, indicating specialization (Nakano and Washitani 2003; Alanen et al. 2011). Presence of *Adenocalymna*, a New World genus that exhibits floral adaptive radiation including species pollinated by bees, birds, and possibly moths and bats (Machado and Vogel 2004), which was found chiefly in the reference site, can reflect wide pollinator interactions. In particular, Hoffman (1974) found that gullet shape was among the most specialized flower types, as along with flag flowers. Very large flowers were more related to hawk moths, hummingbirds, bats, and bees in a study in a Brazilian tropical dry forest (Machado and Lopes 2004). Finally, bell-shaped flowers are mostly pollinated by bees (Faegri and van der Pijl 1971).

5. Conclusions

With high-diversity species planting, minimum necessary flower functional trait diversity can be reached at restoration sites for tree species. Nevertheless, functional redundancy is also important to keep all functions active in case of species loss. Our data support the idea that restoration sites had not reached functional diversity and redundancy reference values for non-tree species, so further enrichment may be necessary. We can consider the reference indicator flower traits as attributes that could be the focus of species enrichment efforts (e.g. which traits in enrichment planting might speed up the interaction process): addition of poorly represented non-tree species could also enhance functional diversity. Simultaneously through this management, other functions could also be enhanced as well. Likewise, species richness is correlated with multifunctionality, which is an underlying aim to ensure ecosystem services (Maestre et al. 2012)

Concerning restoration project planning, another question arises from these results. Are there trees that could be used for planting that would enhance flower functionality of other growth forms? In future restoration projects in this region, these flower traits should be emphasized included in species sets chosen

for restoration planting. We recommend focus on tree species, because planting some growth forms, such as lianas and epiphytes at the beginning of restoration is not feasible. We detected some species with high originality values, which can be considered as measure of irreplaceability (Isaac et al. 2007). Planting these species can be used to increase flower functionality of restoration areas. Our study draws attention to species richness and functional considerations as an essential aim in restoration projects, both in project planning and implementation, and in management: if a functional group is noted as lacking, it may be introduced.

Trait analyses have important implications for restoration projects (Pywell et al. 2003). Besides species-rich plantings, efforts should also be done to ensure target and additional functions (Doherty et al. 2011). In fact, the most important ecological processes that should be manifested during restoration change over time. For instance, success of pollination and dispersal is not the initial aim at the beginning of restoration, because plant establishment and growing are the initial goals. On the other hand, in a second stage, wide diversity of fauna' resource provision is a key factor to enhance sustainability of restoration areas. As a result, the target should be definition of traits requisite for success at each restoration stage. Therefore, ecological restoration planning of functional traits (ERPFT) may include all desirable functional sets in a comprehensive plan.

References

- Aguilar, R, Quesada, M., Ashworth, L., Herrerias-Diego, Y., and Lobo J. 2008. Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Molecular Ecology* **17**:5177-5188.
- Alanen, E.-L., T. Hyvonen, et al. 2011. "Differential responses of bumblebees and diurnal Lepidoptera to vegetation succession in long-term set-aside. *Journal of Applied Ecology* **48**: 1251-1259.

- Amazonas, N. T., L. A. Martinelli, M. d. C. Piccolo, and R. R. Rodrigues. 2011. Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration. *Forest Ecology and Management* **262**:1551–1557.
- Aronson, J., P. H. S. Brancalion, G. Durigan, R. R. Rodrigues, V. L. Engel, M. Tabarelli, J. M. D. Torezan, S. Gandolfi, A. C. G. Melo, P. Y. Kageyama, M. C. M. Marques, A. G. Nave, S. V. Martins, F. B. Gandara, A. Reis, L. M. Barbosa, and F. R. Scarano. 2011. What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo state, Brazil. *Restoration Ecology* **19**:690–695.
- Brancalion, P. H. S., R. R. Rodrigues, S. Gandolfi, P. Y. Kageyama, A. G. Nave, F. B. Gandara, L. M. Barbosa, and M. Tabarelli. 2010. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore* **34**:455-470.
- Carvalho, G. H., M. V. Cianciaruso, and M. A. Batalha. 2010. Plantminer: a web tool for checking and gathering plant species taxonomic information. *Environmental Modelling and Software* **25**:815-816.
- Cianciaruso, M. V., I. A. Silva, and M. A. Batalha. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* **9**:93-103.
- Cielo-Filho, R., M. A. Gneri, and F. R. Martins. 2007. Position on slope, disturbance, and tree species coexistence in a seasonal semideciduous forest in SE Brazil. *Plant Ecology* **190**:189-203.
- Diaz, S., and M. Cabido. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* **16**:646–650.
- Dixon, K. W. 2009. Pollination and restoration. *Science* **325**:571-573.

- Doherty, J.M., Callaway, J.C., and Zedler, J.B. 2011. Diversity-function relationships changed in a long-term restoration experiment. *Ecological Applications* **21**: 2143-2155.
- Dufrene, M., and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**:345-366.
- Faegri, K., and L. v. d. Pijl. 1970. The principles of pollination ecology. 3rd edition. Pergamon Press, Oxford.
- Fontaine, C., I. Dajoz, J. Meriguet, and M. Loreau. 2006. Functional diversity of plant-pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *PLoS Biology* **4**:129-135.
- Forrest, J., and J. D. Thomson. 2009. Background complexity affects colour preference in bumblebees. *Naturwissenschaften* **96**:921-925.
- Franks, A. J., C. J. Yates, and R. J. Hobbs. 2009. Defining plant functional groups to guide rare plant management. *Plant Ecology* **204**:207–216.
- Gitay, H., and I. R. Noble. 1997. What are functional types and how should we seek them? Pages 3-19 *in* T. M. Smith, H. H. Shugart, and F. I. Woodward, editors. Plant functional types. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hammer, O., D. A. T. Harper, and P. D. Ryan. 2001. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* **4**:1–9.
- Isaac, N. J. B., S. T. Turvey, B. Collen, C. Waterman, and J. E. M. Baillie. 2007. Mammals on the EDGE: conservation priorities based on threat and phylogeny. *PLoS ONE* **2**:e296.
- Kevan, P. G., and H. G. Baker. 1983. Insects as flower visitors and pollinators. *Annual Review of Entomology* **28**:407-453.

- Kay, Q.O.N. 1987. The comparative ecology of flowering. *New Phytologist* **106**:265-281.
- Lavorel, S., and E. Garnier. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* **16**:545-556.
- Lunau, K., S. Papiorek, T. Eltz, and M. Sazima. 2011. Avoidance of achromatic colours by bees provides a private niche for hummingbirds. *Journal of Experimental Biology* **214**:1607-1612.
- Machado, I. C., and A. V. Lopes. 2004. Floral traits and pollination systems in the caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany* **94**:365–376.
- Machado, I. C., and S. Vogel. 2004. The north-east-Brazilian liana, *Adenocalymna dichilum* (Bignoniaceae) pollinated by bats. *Annals of Botany* **93**:609-613.
- Maestre, F. T. , J. L. Quero, N. J. Gotelli, A. Escudero, V. Ochoa, M. Delgado-Baquerizo, M. Garcia-Gomez, M. A. Bowker, S. Soliveres, C. Escolar, P. Garcia-Palacios, M. Berdugo, E. Valencia, B. Gozalo, A. Gallardo, L. Aguilera, T. Arredondo, J. Blones, B. Boeken, D. Bran, A. A. Conceicao, O. Cabrera, M. Chaieb, M. Derak, D. J. Eldridge, C. I. Espinosa, A. Florentino, J. Gaitan, M. G. Gatica, W. Ghiloufi, S. Gomez-Gonzalez, J. R. Gutierrez, R. M. Hernandez, X. Huang, E. Huber-Sannwald, M. Jankju, M. Miriti, J. Monerris, R. L. Mau, E. Morici, K. Naseri, A. Ospina, V. Polo, A. Prina, E. Pucheta, D. A. Ramirez-Collantes, R. Romao, M. Tighe, C. Torres-Diaz, J. Val, J. P. Veiga, D. Wang, and E. Zaady. 2012. Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. *Science* **335**: 214.
- Nakano, C., and I. Washitani. 2003. Variability and specialisation of plant-pollinator systems in a northern maritime grassland. *Ecological Research* **18**:221-246.
- Nogueira, J. C. B. 1977. Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas. *Boletim Técnico do Instituto Florestal* **24**:1-71.

- Olesen, J. M., Y. L. Dupont, B. K. Ehlers, and D. M. Hansen. 2007. The openness of a flower and its number of flower-visitor species. *Taxon* **56**:729-736.
- Pausas, J. G., and M. Verdú. 2008. Fire reduces morphospace occupation in plant communities. *Ecology* **89**:2181–2186.
- Pavoine, S., S. Ollier, and A.-B. Dufour. 2005. Is the originality of a species measurable? *Ecology Letters* **8**:579–586.
- Pavoine, S., J. Vallet, A.-B. Dufour, S. Gachet, and H. Daniel. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* **118**:391-402.
- Petchey, O. L., and K. J. Gaston. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* **5**:402–411.
- Petchey, O. L., and K. J. Gaston. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* **9**:741–758.
- Pillar, V. D. 1999. On the identification of optimal plant functional types. *Journal of Vegetation Science* **10**:631-640.
- Poos, M.S., Walker, S.C., and Jackson, D.A. 2009. Functional diversity indices can be driven by methodological choices and species richness. *Ecology* **90**:341–347.
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Roy, D.B., Warman, L., Walker, K.J., and Rother, P. 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* **40**:65–77.
- R Development Core Team. 2011. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, and M. M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**:1141-1153.
- Ricotta, C., and M. Moretti. 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia* **167**:181-188.
- Rodrigues, R. R., S. Gandolfi, A. G. Nave, J. Aronson, T. E. Barreto, C. Y. Vidal, and P. H. S. Brancalion. 2010. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* **261**:1605-1613.
- Rodrigues, R. R., H. F. Leitão Filho, and M. S. M. Crestana. 1992. Revegetação do entorno da represa de abastecimento de água do município de Iracemápolis/SP. Pages 406-414 *in* Anais do Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba.
- Rusch, G. M., J. G. Pausas, and J. Lepš. 2003. Plant functional types in relation to disturbance and land use: introduction. *Journal of Vegetation Science* **14**:307-310.
- Santos, K. 2003. Caracterização florística e estrutural de onze fragmentos de mata estacional semidecidual da área de proteção ambiental do município de Campinas-SP. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Santos, K., L. S. Kinoshita, and A. A. Rezende. 2009. Species composition of climbers in seasonal semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. *Biota Neotropica* **9**:175-188.
- Shepherd, G. J. 2009. Fitopac v. 2.0. Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Siqueira, L. P. 2002. Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil.

Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz," Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Vieira, D. C. M., and S. Gandolfi. 2006. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. *Revista Brasileira de Botânica* **29**:541-554.

Walker, B. H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* **6**:18-23.

Williams, N. M. 2011. Restoration of nontarget species: bee communities and pollination function in riparian forests. *Restoration Ecology* **19**:450–459.

Wohl, D. L., S. Arora, and J. R. Gladstone. 2004. Functional redundancy supports biodiversity and ecosystem function in a closed and constant environment. *Ecology* **85**:1534–1540.

Tables:

Table 1 – Tree and non-tree species richness and functional diversity (FD) sampled at three sites under restoration (12-yr, 23-yr, and 55-yr old) and reference forest for all reproductive plant individual, sampling from May 2008 to April 2010.

	Early	Intermediate	Old	Reference
	12-yr	23-yr	55-yr	native forest
Tree species:				
richness	27	45	45	55
FD	73.2	92.3	93.3	104.3
Non-tree species:				
richness	53	33	58	118
FD	142.1	62.3	147.3	262.5

Table 2 - Indicator value (IV) scores of traits significant at $P \leq 0.01$ and having IndVal scores of ≥ 50 , based on flower traits. Means, standard deviations, and P -values are for the maximum scores in each group.

Indicator flower trait	Site	Indicator value (IV)	Mean	Stev	P
Comparing all sites:					
Red/burgundy flowers	reference	74.4	16.2	3.09	≤ 0.001
Gullet flowers	reference	71.3	17.9	3.42	≤ 0.001
Very large flowers, >30 mm	reference	63.5	20.6	3.38	≤ 0.001
Bell-funnel flowers	reference	56.7	24.5	2.84	≤ 0.001
Comparing restoration sites:					
Tubular flowers	12-yr	61.8	37.8	3.22	≤ 0.001
Bell-funnel flowers	55-yr	61.4	28.2	3.64	≤ 0.001
Greenish flowers	55-yr	58.0	34.8	2.73	≤ 0.001
Inconspicuous flowers	55-yr	51.4	28.2	3.64	≤ 0.001
Flag flowers	55-yr	50.0	33.3	2.67	≤ 0.001

Table 3 – Species originality value scores based on flower traits with scores of >0.55. *indicates exotic species.

Stratum	Family	Species	Originality index
Tree	Malvaceae	<i>Pachira glabra</i> *	0.73
Tree	Fabaceae (Mimosoideae)	<i>Calliandra foliolosa</i>	0.66
Tree	Bignoniaceae	<i>Tabebuia roseoalba</i>	0.63
Tree	Bignoniaceae	<i>Tabebuia impetiginosa</i>	0.56
Tree	Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i>	0.56
Tree	Moraceae	<i>Ficus benjamina</i> *	0.56
Tree	Moraceae	<i>Ficus citrifolia</i>	0.56
Non-trees:			
Climber	Passifloraceae	<i>Passiflora</i> sp.	0.71
Climber	Aristolochiaceae	<i>Aristolochia arcuata</i>	0.68
Herbaceous	Orchidaceae	<i>Galeandra beyrichii</i>	0.68
Climber	Bignoniaceae	<i>Stizophyllum riparium</i>	0.68
Sub-shrub	Lamiaceae	<i>Marsypianthes chamaedrys</i>	0.67
Epiphyte	Orchidaceae	<i>Gomesa pubes</i>	0.64
Climber	Passifloraceae	<i>Passiflora alata</i> *	0.62
Climber	Bignoniaceae	<i>Pyrostegia venusta</i>	0.61
Climber	Bignoniaceae	<i>Fridericia selloi</i>	0.60
Herbaceous	Portulacaceae	<i>Talinum paniculatum</i>	0.58
Climber	Apocynaceae	<i>Prestonia coalita</i>	0.58
Epiphyte	Gesneriaceae	<i>Sinningia douglasii</i>	0.58
Climber	Passifloraceae	<i>Passiflora edulis</i>	0.58
Climber	Bignoniaceae	<i>Fridericia triplinervia</i>	0.57
Epiphyte	Bromeliaceae	<i>Billbergia distachia</i>	0.56
Sub-shrub	Acanthaceae	<i>Jacobinia carnea</i>	0.56

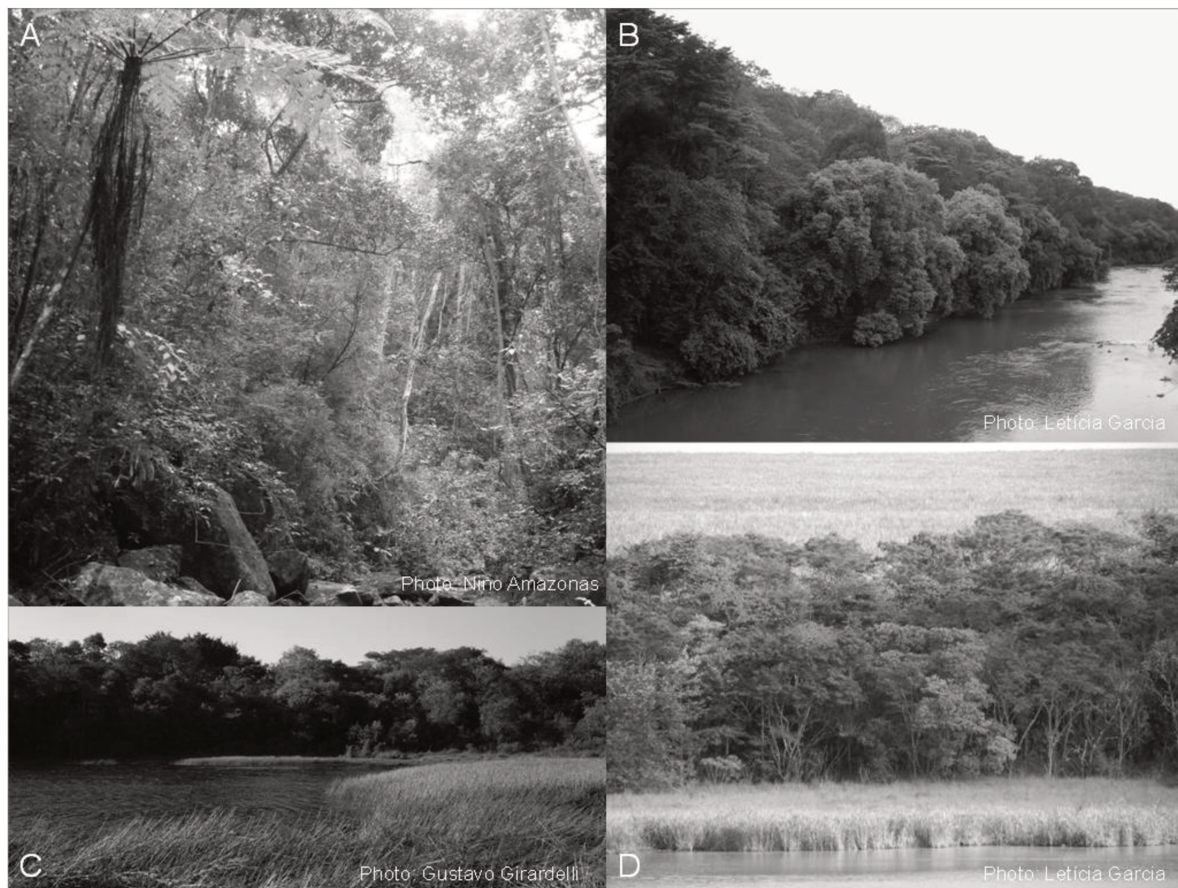
Figures:

Fig. 1 – Studied sites view. A) The reference forest, B) the 55-yr old restoration site, C) the 23-yr old restoration site, and D) 12-yr old restoration site.

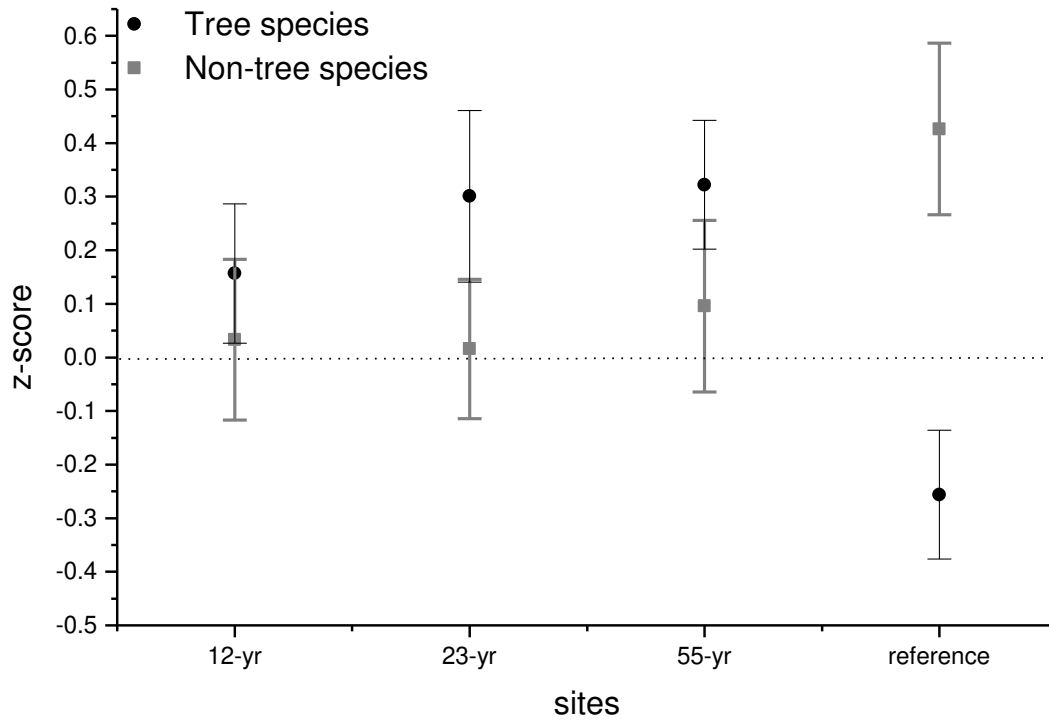


Fig. 2 – Occupation indices (z -scores) for each site (12-yr, 23-yr, and 55-yr old restoration sites and the reference forest) based on functional diversity (FD) of flower traits of non-tree (gray square) and tree species (star symbol), average and standard deviation of site plots. Greater z -score amplitude means greater functional complementarity for positive values and redundancy for negative values.

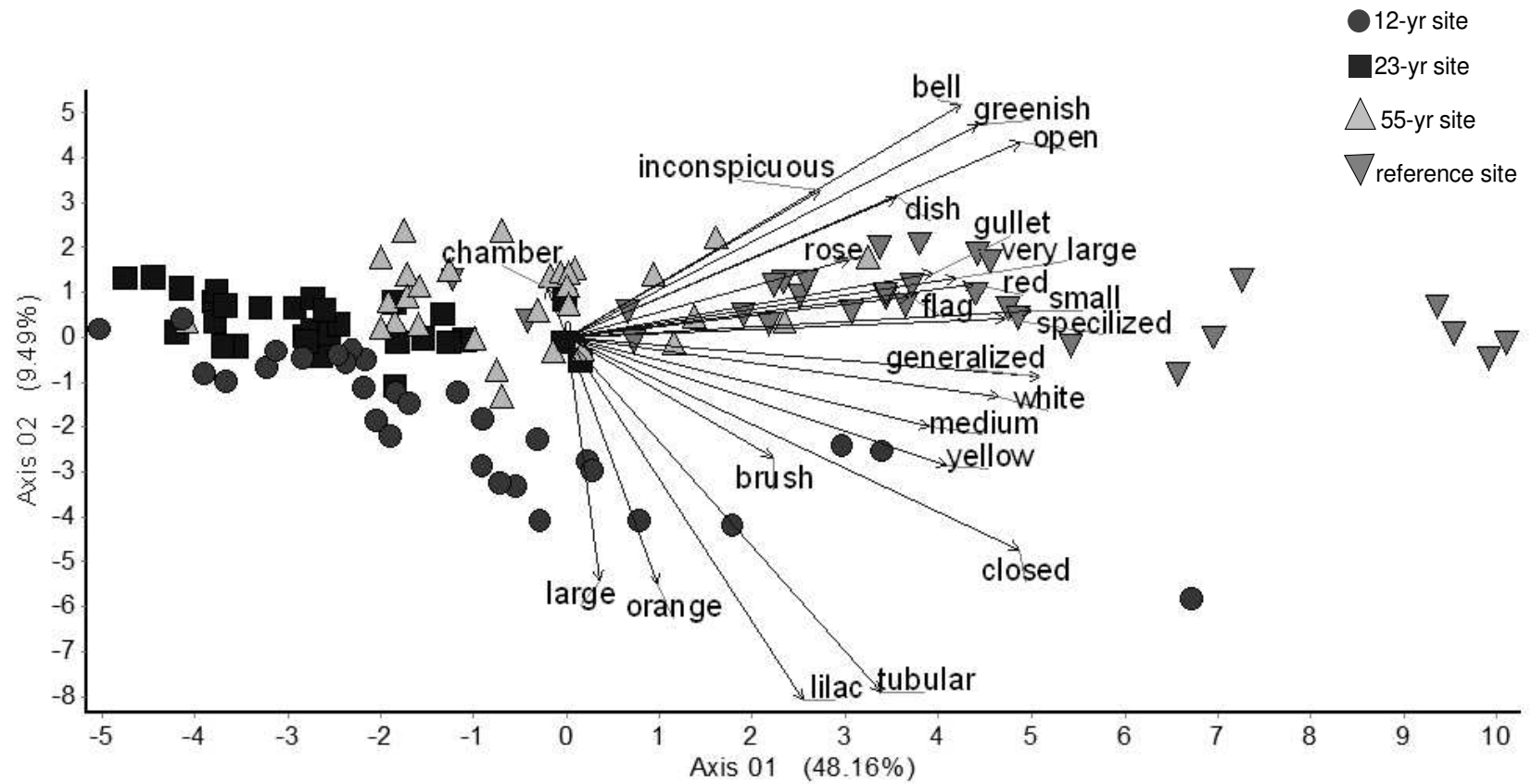
Fig. 3

Fig. 3 – Principal component analysis with biplot of total community species abundance and flower traits for three sites under restoration and one reference forest. The first axis summarized 48.2% of overall variation, and the second axis summarized 9.5% of total variation.

Appendix A:

Table 1. Sampled species and their traits.

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
Acanthaceae	<i>Geissomeria bracteosa</i>	herb			4	red/burgundy	tube	closed	generalized
	<i>Jacobinia carnea</i>	semi-shrub			3	rose	tube flag	closed	specialized
	<i>Justicia lythroides</i>	semi-shrub			1	lilac/violet	flag	closed	specialized
	<i>Mendoncia velloziana</i>	climber			2	red/burgundy	tube	closed	generalized
	<i>Ruellia brevifolia</i>	semi-shrub			4	red/burgundy	gullet	closed	specialized
	<i>Ruellia puri</i>	semi-shrub			3	lilac/violet	tube	closed	generalized
Amaranthaceae	<i>Alternanthera brasiliana</i>	herb		spontaneous	1	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Chamissoa altissima</i>	climber			1	greenish	bell-funnel	open	generalized
	<i>Pfaffia paniculata</i>	climber			1	white	dish	open	generalized
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	tree	late secondary		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Mangifera indica</i>	tree	not identified	exotic and invasive	1	rose	dish	open	generalized
	<i>Myracrodruon urundeuva</i>	tree	late secondary		1	white	dish	open	generalized
	<i>Schinus terebinthifolius</i>	tree	pioneer	regional exotic	1	white	dish	open	generalized
Annonaceae	<i>Rollinia sylvatica</i>	tree	early secondary		2	greenish	dish	open	generalized
Apocynaceae	<i>Asclepias curassavica</i>	semi-shrub		spontaneous	2	red/burgundy orange	dish	open	generalized
	<i>Aspidosperma olivaceum</i>	tree	late secondary		1	yellow	tube	closed	generalized
	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	tree	late secondary		2	white	tube	closed	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
	<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	tree	late secondary		1	greenish	tube	closed	generalized
	<i>Condylocarpon isthmicum</i>	climber			1	yellow	tube	closed	generalized
	<i>Forsteronia australis</i>	climber			1	white	tube	closed	generalized
	<i>Forsteronia pubescens</i>	climber			1	greenish	tube	closed	generalized
	<i>Forsteronia sp.1</i>	climber			1		tube	closed	generalized
	<i>Prestonia coalita</i>	climber			2	yellow greenish	tube	closed	generalized
Araceae	<i>Philodendron bipinnatifidum</i>	epiphyte			1	greenish	inconspicuous	open	generalized
Araliaceae	<i>Hydrocotyle leucocephala</i>	herb			1	white	dish	open	generalized
Arecaceae	<i>Geonoma schottiana</i>	tree	late secondary		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Phoenix roebelinii</i>	tree	not identified	exotic	1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	tree	early secondary		1	greenish	dish	open	generalized
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia arcuata</i>	climber		spontaneous	3	red/burgundy greenish	gullet flag	closed	specialized
Asteraceae	<i>Austroeupatorium inulifolium</i>	herb			1	lilac/violet	tube	closed	generalized
	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	shrub		spontaneous	1	greenish	tube	closed	generalized
	<i>Bidens rubifolia</i>	herb		spontaneous	2	yellow	tube	closed	generalized
	<i>Chaptalia nutans</i>	herb		spontaneous	2	white rose	tube	closed	generalized
	<i>Chromolaena maximiliani</i>	shrub		spontaneous	1	lilac/violet	tube	closed	generalized
	<i>Chromolaena pedunculosa</i>	herb			1	lilac/violet	tube	closed	generalized
	<i>Chromolaena sp.</i>	semi-shrub			1	lilac/violet	tube	closed	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
	<i>Conyza bonariensis</i>	herb		spontaneous	1	greenish	tube	closed	generalized
	<i>Cyrtocymura scorpioides</i>	climber		spontaneous	2	lilac/violet	tube	closed	generalized
	<i>Elephantopus angustifolius</i>	herb		spontaneous	1	white	tube	closed	generalized
	<i>Elephantopus mollis</i>	herb		spontaneous	1	white	tube	closed	generalized
	<i>Emilia fosbergii</i>	herb		exotic	2	red/burgundy	tube	closed	generalized
	<i>Eupatorium odoratum</i>	semi-shrub			1	lilac/violet	tube	closed	generalized
	<i>Hypochaeris chillensis</i>	herb		spontaneous	2	yellow	tube	closed	generalized
	<i>Lepidaploa remotiflora</i>	herb		spontaneous	1	lilac/violet	tube	closed	generalized
	<i>Mikania sp.1</i>	climber			1	greenish	tube	closed	generalized
	<i>Mikania sp.2</i>	climber			2		tube	closed	generalized
	<i>Mikania sp.3</i>	climber			2		tube	closed	generalized
	<i>Porophyllum ruderale</i>	herb		spontaneous	1	white greenish	tube	closed	generalized
	<i>Tilesia baccata</i>	semi-shrub		spontaneous	3	yellow	tube	closed	generalized
Asteraceae	<i>Tridax procumbens</i>	herb		exotic	2	white	tube	closed	generalized
	<i>Vernonanthura beyrichii</i>	semi-shrub			1	white	tube	closed	generalized
Baselaceae	<i>Anredera cordifolia</i>	climber			1	greenish	dish	open	generalized
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma marginatum</i>	climber			4	yellow	gullet	closed	specialized
	<i>Adenocalymma paulistarium</i>	climber			4	yellow	gullet	closed	specialized
	<i>Amphilophium crucigerum</i>	climber			4	yellow	gullet	closed	specialized
	<i>Clytostoma campanulatum</i>	climber			2	rose	bell-funnel	open	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
Boraginaceae	<i>Clytostoma sciuripabulum</i>	climber			1	lilac/violet	bell-funnel	open	generalized
	<i>Dolichandra quadrivalvis</i>	climber			4	yellow	gullet	closed	specialized
	<i>Dolichandra unguis-cati</i>	climber		spontaneous	4	yellow	gullet	closed	specialized
	<i>Fridericia florida</i>	climber			2	rose	bell-funnel	open	generalized
	<i>Fridericia samydoides</i>	climber			4	red/burgundy	gullet	closed	specialized
	<i>Fridericia selloi</i>	climber			4	white rose	gullet	closed	specialized
	<i>Fridericia speciosa</i>	climber			2	red/burgundy	tube	closed	generalized
	<i>Fridericia triplinervia</i>	climber			4	red/burgundy white lilac/violet	gullet	closed	specialized
	<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	tree	early secondary		4	yellow	gullet	closed	specialized
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	tree	late secondary		4	rose	gullet	closed	specialized
	<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	tree	pioneer		3	lilac/violet	gullet	closed	specialized
	<i>Lundia obliqua</i>	climber			4	red/burgundy white	tube	closed	generalized
	<i>Mansoa difficilis</i>	climber			4	lilac/violet	gullet	closed	specialized
	<i>Pyrostegia venusta</i>	climber		spontaneous	4	orange	tube	closed	generalized
	<i>Stizophyllum riparium</i>	climber			4	white lilac/violet rose	gullet	closed	specialized
	<i>Tabebuia roseoalba</i>	tree	pioneer		4	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Tecoma stans</i>	tree	pioneer	exotic and invasive	3	yellow	gullet	closed	specialized
	<i>Tynanthus fasciculatus</i>	climber			2	yellow white	flag	closed	specialized
	<i>Tynanthus cognatus</i>	climber			1	yellow white	flag	closed	specialized
	<i>Cordia ecalyculata</i>	tree	early secondary		1	white	bell-funnel	open	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
	<i>Cordia myxa</i>	tree	not identified	exotic	1	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Cordia trichotoma</i>	tree	early secondary		2	white	tube	closed	generalized
	<i>Heliotropium transalpinum</i>	herb			1	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Tournefortia paniculata</i>	climber			1	white	tube	closed	generalized
	<i>Tournefortia rubicunda</i>	climber			1	orange	tube	closed	generalized
	<i>Varronia polycephala</i>	shrub		spontaneous	1	white	bell-funnel	open	generalized
Bromeliaceae	<i>Acanthostachys strobilacea</i>	epiphyte			2	yellow red/burgundy	tube	closed	generalized
	<i>Billbergia distachia</i>	epiphyte			4	white lilac/violet rose	tube flag	closed	specialized
	<i>Tillandsia loliacea</i>	epiphyte			1	yellow	tube	closed	generalized
	<i>Tillandsia recurvata</i>	epiphyte			1	lilac/violet	tube	closed	generalized
	<i>Tillandsia sp.</i>	epiphyte			1	orange	tube	closed	generalized
	<i>Tillandsia streptocarpa</i>	epiphyte			1	yellow	tube	closed	generalized
Cactaceae	<i>Epiphyllum phyllanthus</i>	epiphyte			4	white	tube	closed	generalized
	<i>Lepismium cruciforme</i>	epiphyte			2	white rose	bell-funnel	open	generalized
	<i>Pereskia aculeata</i>	climber			4	white	dish	open	generalized
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i>	tree	late secondary		2	greenish	tube	closed	generalized
Celastraceae	<i>Celastraceae sp.</i>	climber			1	yellow	dish	open	generalized
	<i>Elachyptera festiva</i>	climber			1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Elachyptera micrantha</i>	climber			1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Tontelea sp.</i>	climber			1		dish	open	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
Chrysobalanaceae	<i>Licania tomentosa</i>	tree	late secondary	regional exotic	1	greenish	dish	open	generalized
Commelinaceae	<i>Commelina benghalensis</i>	herb		exotic	2	lilac/violet	flag	closed	specialized
	<i>Commelina obliqua</i>	herb			2	lilac/violet	flag	closed	specialized
	<i>Dichorisandra hexandra</i>	semi-shrub			2	lilac/violet	flag	closed	specialized
	<i>Dichorisandra incurva</i>	herb			2	yellow white	dish	open	generalized
Commelinaceae	<i>Tradescantia zanonina</i>	herb			2	white lilac/violet	bell-funnel	open	generalized
	<i>Tripogandra diuretica</i>	herb		spontaneous	2	lilac/violet	dish	open	generalized
Convolvulaceae	<i>Ipomoea ramosissima</i>	climber			2	white lilac/violet	bell-funnel	open	generalized
Cucurbitaceae	<i>Melothria fluminensis</i>	climber			1	yellow	bell-funnel	open	generalized
	<i>Wilbrandia hibiscoides</i>	climber			1	greenish	tube	closed	generalized
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i>	climber			1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Dillenia indica</i>	tree	not identified	exotic	4	white greenish	dish	open	generalized
	<i>Doliocarpus dentatus</i>	climber			1	greenish	bell-funnel	open	generalized
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea sp.</i>	climber			1	greenish	dish	open	generalized
Euphorbiaceae	<i>Acalypha communis</i>	semi-shrub		spontaneous	1	white	inconspicuous	open	generalized
	<i>Actinostemon concolor</i>	tree	late secondary		1	greenish	brush	open	specialized
	<i>Actinostemon klotzschii</i>	tree	late secondary		1	greenish	brush	open	specialized
	<i>Alchornea glandulosa</i>	tree	pioneer		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Aleurites moluccana</i>	tree	not identified	exotic and invasive	1	greenish	bell-funnel	open	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
	<i>Bia alienata</i>	climber			1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Croton floribundus</i>	tree	pioneer		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Croton urucurana</i>	tree	pioneer		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Dalechampia triphylla</i>	climber			1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Euphorbia heterophylla</i>	herb		spontaneous	1	greenish	tube	closed	generalized
	<i>Euphorbia hirta</i>	herb			1	greenish	inconspicuous	open	generalized
	<i>Joannesia princeps</i>	tree	pioneer	regional exotic	2	greenish	bell-funnel	open	generalized
	<i>Mabea piriri</i>	tree	not identified		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Sebastiania edwalliana</i>	tree	late secondary		1	greenish	inconspicuous	open	generalized
	<i>Traguia sp.</i>	climber			1	greenish	dish	open	generalized
Caesalpinoideae	<i>Caesalpinia pluviosa</i>	tree	late secondary	regional exotic	2	yellow	flag	closed	specialized
	<i>Cassia ferruginea</i>	tree	early secondary		3	yellow	dish	open	generalized
Caesalpinoideae	<i>Cassia reticulata</i>	tree	not identified		3	yellow	dish	open	generalized
	<i>Dalbergia nigra</i>	tree	late secondary		1	white	flag	closed	specialized
	<i>Holocalyx balansae</i>	tree	late secondary		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Hymenaea courbaril</i>	tree	late secondary		3	white	dish	open	generalized
	<i>Peltophorum dubium</i>	tree	pioneer		3	yellow	dish	open	generalized
	<i>Pterocarpus rohrii</i>	tree	early secondary	regional exotic	1	yellow red/burgundy	flag	closed	specialized
	<i>Pterogyne nitens</i>	tree	pioneer	spontaneous	1	greenish	dish	open	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
Fabaceae	<i>Schizolobium parahyba</i>	tree	pioneer	regional exotic and invasive	3	yellow	flag	closed	specialized
	<i>Senna macranthera</i>	tree	early secondary		4	yellow	dish	open	generalized
	<i>Tachigali multijuga</i>	tree	late secondary		2	greenish	flag	closed	specialized
	<i>Abrus lusorius</i>	climber			1	yellow	flag	closed	specialized
	<i>Aeschynomene falcata</i>	herb			1	yellow	flag	closed	specialized
	<i>Andira fraxinifolia</i>	tree	late secondary		2	lilac/violet	flag	closed	specialized
	<i>Centrolobium tomentosum</i>	tree	early secondary		2	orange	flag	closed	specialized
	<i>Chamechrista rotundifolia</i>	herb		spontaneous	1	yellow	flag	closed	specialized
	<i>Clitoria fairchildiana</i>	tree	pioneer	regional exotic	3	lilac/violet	flag	closed	specialized
	<i>Desmodium axillare</i>	herb			1	rose	flag	closed	specialized
	<i>Desmodium barbatum</i>	herb		spontaneous	1	lilac/violet	flag	closed	specialized
	<i>Desmodium sp.1</i>	herb			1	lilac/violet	flag	closed	specialized
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	tree	early secondary		3	lilac/violet	flag	closed	specialized
	<i>Platypodium elegans</i>	tree	early secondary		2	yellow	flag	closed	specialized
	<i>Poecilanthe parviflora</i>	tree	late secondary		2	white	flag	closed	specialized
Mimosoideae	<i>Tipuana tipu</i>	tree	early secondary	exotic	3	yellow	flag	closed	specialized
	<i>Vigna candida</i>	climber			3	yellow	flag	closed	specialized
	<i>Acacia cf riparia</i>	tree	not identified		2	white	brush	open	specialized
	<i>Acacia polyphylla</i>	tree	pioneer		2	greenish	brush	open	specialized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
Mimosoideae	<i>Acacia sp.1</i>	climber			2	greenish	brush	open	specialized
	<i>Acacia sp.2</i>	climber			1	greenish	brush	open	specialized
	<i>Acacia sp.3</i>	climber			2	greenish	brush	open	specialized
	<i>Anadenanthera peregrina</i>	tree	pioneer		2	greenish	brush	open	specialized
	<i>Calliandra foliolosa</i>	tree	early secondary		3	whiterose	brush	open	specialized
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	tree	pioneer		1	white	brush	open	specialized
	<i>Inga luschnathiana</i>	tree	late secondary		4	white	brush	open	specialized
	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	tree	early secondary		1	greenish	brush	open	specialized
	<i>Piptadenia rigida</i>	tree	early secondary		2	greenish	brush	open	specialized
Gesneriaceae	<i>Sinningia douglasii</i>	epiphyte			2	red/burgundy greenish	tube	closed	generalized
Lamiaceae	<i>Hyptis sp.</i>	herb			1	lilac/violet	tube	closed	generalized
	<i>Marsypianthes chamaedrys</i>	semi-shrub		spontaneous	1	lilac/violet	tube flag	closed	specialized
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i>	tree	late secondary		1	red/burgundy greenish	dish	open	generalized
	<i>Nectandra angustifolia</i>	tree	early secondary		1	white	dish	open	generalized
	<i>Ocotea beulahiae</i>	tree	late secondary		1		dish	open	generalized
	<i>Ocotea bicolor</i>	tree	late secondary		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Ocotea corymbosa</i>	tree	early secondary		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Ocotea indecora</i>	tree	late secondary		1	greenish	dish	open	generalized
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	tree	late secondary		1	greenish	bell-funnel	open	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
	<i>Cariniana legalis</i>	tree	late secondary		1	red/burgundy white	bell-funnel	open	generalized
Lythraceae	<i>Lafoensia glyptocarpa</i>	tree	early secondary	regional exotic	4	white	dish	open	generalized
Malpighiaceae	<i>Galphimia sp.</i>	shrub			3	yellow	dish	open	generalized
	<i>Heteropterys sp.</i>	climber			1	white	dish	open	generalized
	<i>Hiraea sp.</i>	climber			1	yellow	dish	open	generalized
	<i>Malpighiaceae sp.1</i>	climber			1	yellow	dish	open	generalized
	<i>Malpighiaceae sp.2</i>	climber			2		dish	open	generalized
Malpighiaceae	<i>Stigmaphyllon lalandianum</i>	climber			2	yellow	dish	open	generalized
Malvaceae	<i>Apeiba tibourbou</i>	tree	early secondary	regional exotic	3	yellow	dish	open	generalized
	<i>Ceiba speciosa</i>	tree	early secondary		4	rose	dish	open	generalized
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	tree	pioneer		1	yellow	dish	open	generalized
	<i>Helicteres lhotzkyana</i>	tree	not identified		3	red/burgundy	tube	closed	generalized
	<i>Heliocarpus americanus</i>	tree	pioneer		2	white	dish	open	generalized
	<i>Krapovickasia sp.</i>	semi-shrub			2	yellow	bell-funnel	open	generalized
	<i>Luehea divaricata</i>	tree	early secondary		3	yellow rose	dish	open	generalized
	<i>Pachira glabra</i>	tree	pioneer	regional exotic	4	white	tube brush	closed	specialized
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	tree	early secondary		4	white	tube brush	closed	generalized
	<i>Sida carpinifolia</i>	semi-shrub		spontaneous	2	yellow	dish	open	generalized
	<i>Sida cordifolia</i>	semi-shrub		spontaneous	2	yellow	bell-funnel	open	generalized
	<i>Sida linifolia</i>	herb		spontaneous	1	red/burgundy white	dish	open	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
	<i>Sida rhombifolia</i>	herb		spontaneous	1	yellow white	dish	open	generalized
	<i>Tiliaceae sp.</i>	tree	not identified		2		dish	open	generalized
	<i>Wissadula hernandioides</i>	herb			2	yellow	dish	open	generalized
Marantaceae	<i>Saranthe eichleri</i>	herb			2	yellow white	tube	closed	generalized
Marcgraviaceae	<i>Marcgravia polyantha</i>	epiphyte			1	greenish	tube	closed	generalized
	<i>Leandra sp.</i>	shrub			1		dish	open	generalized
	<i>Leandra xanthocoma</i>	semi-shrub			2	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Miconia discolor</i>	shrub			1	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Miconia pusilliflora</i>	tree	late secondary		1	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Ossaea sanguinea</i>	semi-shrub			1	red/burgundy white	dish	open	generalized
Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i>	tree	late secondary		1	greenish	tube	closed	generalized
	<i>Cedrela fissilis</i>	tree	early secondary		1	rose	tube	closed	generalized
	<i>Guarea kunthiana</i>	tree	late secondary		2	whiterose	tube	closed	generalized
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i>	tree	late secondary		2	greenish	tube	closed	generalized
	<i>Melia azedarach</i>	tree	pioneer	exotic and invasive	2	lilac/violet	tube	closed	generalized
	<i>Trichilia casaretti</i>	tree	late secondary		1	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Trichilia catigua</i>	tree	late secondary		1	greenish	bell-funnel	open	generalized
	<i>Trichilia clausenii</i>	tree	late secondary		1	greenish	tube	closed	generalized
	<i>Trichilia elegans</i>	shrub			1	greenish	bell-funnel	open	generalized
	<i>Trichilia pallida</i>	tree	late secondary		1	greenish	tube	closed	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
	<i>Trichilia sp.</i>	tree	not identified		1		bell-funnel	open	generalized
Monimiaceae	<i>Mollinedia elegans</i>	shrub			2	greenish	dish	open	generalized
	<i>Mollinedia widgrenii</i>	shrub			2	greenish	dish	open	generalized
	<i>Siparuna guianensis</i>	tree	early secondary		1	greenish	dish	open	generalized
Moraceae	<i>Brosimum glaziovii</i>	tree	late secondary		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Ficus benjamina</i>	tree	not identified	exotic	1	greenish	chamber	closed	specialized
	<i>Ficus citrifolia</i>	tree	not identified		3	greenish	chamber	closed	specialized
Myrsinaceae	<i>Ardisia warmingii</i>	shrub			1	greenish	bell-funnel	open	generalized
	<i>Myrsine balansae</i>	tree	not identified		1	greenish	dish	open	generalized
Myrtaceae	<i>Calycorectes acutatus</i>	tree	late secondary		1	white	brush	open	specialized
	<i>Eugenia blastantha</i>	tree	late secondary		2	greenish	brush	open	specialized
	<i>Eugenia paracatuana</i>	tree	not identified		1	white	brush	open	specialized
	<i>Eugenia florida</i>	tree	late secondary		1	white	brush	open	specialized
	<i>Eugenia hiemalis</i>	shrub			1	white	brush	open	specialized
	<i>Eugenia sp.1</i>	tree	not identified		1	white	brush	open	specialized
	<i>Eugenia sp.2</i>	tree	not identified		1	white	brush	open	specialized
	<i>Eugenia uniflora</i>	tree	late secondary		2	white	brush	open	specialized
	<i>Myrcia aethusa</i>	tree	not identified		1	white	brush	open	specialized
	<i>Myrciaria floribunda</i>	tree	late secondary		1	white	brush	open	specialized
	<i>Myrciaria glomerata</i>	shrub			2	white	brush	open	specialized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
	<i>Psidium guajava</i>	tree	pioneer	invasive	3	white	brush	open	specialized
	<i>Syzygium cumini</i>	tree	not identified	exotic and invasive	2	white	brush	open	specialized
	<i>Syzygium jambos</i>	tree	not identified	exotic and invasive	3	white	brush	open	specialized
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	tree	late secondary		1	greenish	tube	closed	generalized
Oleaceae	<i>Ligustrum sinense</i>	shrub		exotic	1	white	bell-funnel	open	generalized
Orchidaceae	<i>Aspidogyne argentea</i>	herb			1	white	flag	closed	specialized
	<i>Cyclopogon elatus</i>	herb			1	greenish	flag	closed	specialized
	<i>Cyclopogon elegans</i>	herb			1	white	flag	closed	specialized
	<i>Galeandra beyrichii</i>	herb			3	red/burgundy white greenish	flag	closed	specialized
	<i>Gomesa pubes</i>	epiphyte			2	orange	flag	closed	specialized
	<i>Mesadenella cuspidata</i>	herb			1	yellowwhite	flag	closed	specialized
	<i>Miltonia flavescens</i>	epiphyte			3	rose	flag	closed	specialized
	<i>Oeceoclades maculata</i>	herb		spontaneous	2	rose	flag	closed	specialized
	<i>Ornithocephalus myrticola</i>	epiphyte			1	white	flag	closed	specialized
	<i>Prescottia stachyodes</i>	herb			1	white greenish	tube	closed	generalized
	<i>Sanderella discolor</i>	epiphyte			1	greenish	flag	closed	specialized
	<i>Saundersia mirabilis</i>	epiphyte			2	whiterose	flag	closed	specialized
	<i>Wulfschlaegelia aphylla</i>	herb			1	white	flag	closed	specialized
Oxalidaceae	<i>Oxalis rhombo-ovata</i>	semi-shrub			2	yellow	bell-funnel	open	generalized
	<i>Oxalis triangularis</i>	herb			2	lilac/violet	bell-funnel	open	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
Passifloraceae	<i>Passiflora alata</i>	climber		regional exotic and invasive	4	red/burgundy white lilac/violet	dish brush	open	specialized
	<i>Passiflora edulis</i>	climber			4	white lilac/violet	dish brush	open	specialized
	<i>Passiflora sp.1</i>	climber			4	greenish lilac/violet	dish brush	open	specialized
	<i>Passiflora sp.2</i>	herb			4		dish brush	open	specialized
Passifloraceae	<i>Passiflora sp.3</i>	climber			4		dish brush	open	specialized
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus niruri</i>	herb		spontaneous	1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Savia dictyocarpa</i>	tree	late secondary		1	greenish	dish	open	generalized
Phytolaccaceae	<i>Seguiera langsdorffii</i>	tree	early secondary	spontaneous	1	greenish	dish	open	generalized
Piperaceae	<i>Ottonia leptostachya</i>	semi-shrub			1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Peperomia alata</i>	epiphyte			1	greenish	inconspicuous	open	generalized
	<i>Peperomia corcovadensis</i>	epiphyte			1	greenish	inconspicuous	open	generalized
	<i>Piper aff. aduncum</i>	shrub		spontaneous	1	greenish	inconspicuous	open	generalized
	<i>Piper aff. gaudichaudianum</i>	shrub			1	greenish	inconspicuous	open	generalized
	<i>Piper amalago</i>	shrub			1	greenish	inconspicuous	open	generalized
	<i>Piper amplum</i>	shrub			1	greenish	inconspicuous	open	generalized
	<i>Piper arboreum</i>	shrub			1	greenish	inconspicuous	open	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
	<i>Piper glabratum</i>	shrub			1	greenish	inconspicuous	open	generalized
Polygalaceae	<i>Polygala klotzschii</i>	shrub			1	white	flag	closed	specialized
	<i>Securidaca sp.</i>	climber			2	rose	flag	closed	specialized
	<i>Triplaris americana</i>	tree	pioneer	regional exotic	1	greenish	dish	open	generalized
Portulacaceae	<i>Talinum paniculatum</i>	herb		spontaneous	1	rose	dish	open	generalized
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i>	tree	early secondary		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Gouania virgata</i>	climber			1	greenish	dish	open	generalized
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i>	tree	not identified	exotic and invasive	2	greenish	dish	open	generalized
	<i>Prunus myrtifolia</i>	tree	late secondary		1	white	dish	open	generalized
Rubiaceae	<i>Alseis floribunda</i>	tree	early secondary		1	white	tube	closed	generalized
	<i>Coffea arabica</i>	shrub		exotic and invasive	1	white	tube	closed	generalized
	<i>Coutarea hexandra</i>	tree	early secondary		4	white rose	tube	closed	generalized
	<i>Galium noxium</i>	herb			1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Genipa americana</i>	tree	late secondary	regional exotic	3	yellow	tube	closed	generalized
Rubiaceae	<i>Ixora gardneriana</i>	tree	late secondary		1	white	tube	closed	generalized
	<i>Manettia cordifolia</i>	climber			4	red/burgundy	tube	closed	generalized
	<i>Manettia gracilis</i>	climber			4	red/burgundy	tube	closed	generalized
	<i>Margaritopsis cephalantha</i>	shrub			1	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Palicourea marcgravii</i>	semi-shrub			2	yellow	tube	closed	generalized
	<i>Palicourea sp.</i>	semi-shrub			2	yellow	tube	closed	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
Rutaceae	<i>Psychotria capillacea</i>	shrub			1	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Psychotria carthagenensis</i>	shrub			1	white	tube	closed	generalized
	<i>Psychotria hastisepala</i>	shrub			1	yellow white	tube	closed	generalized
	<i>Psychotria hoffmannseggiana</i>	semi-shrub			1	white	tube	closed	generalized
	<i>Psychotria leiocarpa</i>	shrub			1	white	tube	closed	generalized
	<i>Psychotria myriantha</i>	shrub			1	white	tube	closed	generalized
	<i>Psychotria vellosiana</i>	shrub			1	white	tube	closed	generalized
	<i>Randia armata</i>	tree	late secondary		4	white	tube	closed	generalized
	<i>Rudgea jasminoides</i>	tree	late secondary		2	greenish	tube	closed	generalized
	<i>Rudgea nodosa</i>	shrub			2	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Spermacoce ocymoides</i>	herb			1	white	inconspicuous	open	generalized
	<i>Almeidea lilacina</i>	tree	early secondary		2	rose	tube	closed	generalized
	<i>Balfourodendron riedelianum</i>	tree	late secondary		1	greenish	bell-funnel	open	generalized
	<i>Citrus aurantium</i>	shrub		exotic and invasive	2	white	tube	closed	generalized
	<i>Clausena excavata</i>	tree	pioneer	exotic and invasive	1	white	dish	open	generalized
	<i>Conchocarpus pentandrus</i>	shrub			2	greenish	dish	open	generalized
	<i>Esenbeckia febrifuga</i>	tree	late secondary		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	tree	late secondary		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Galipea jasminiflora</i>	tree	late secondary		3	white	tube	closed	generalized
	<i>Metrodorea sp.</i>	tree	late secondary		2	red/burgundy	dish	open	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i>	tree	late secondary		2	red/burgundy	dish	open	generalized
	<i>Murraya paniculata</i>	shrub		exotic	1	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Zanthoxylum acuminatum</i>	tree	late secondary		1	greenish	bell-funnel	open	generalized
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i>	tree	late secondary		1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Casearia sylvestris</i>	tree	pioneer		1	greenish	dish	open	generalized
Santalaceae	<i>Phoradendron affine</i>	hemi-parasitic		spontaneous	1	greenish	dish	open	generalized
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	shrub			1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Koelreuteria paniculata</i>	tree	not identified	exotic	1	yellow red/burgundy	dish	open	generalized
	<i>Paullinia rhomboidea</i>	climber			1	white	dish	open	generalized
	<i>Sapindaceae sp1</i>	climber			1	greenish	bell-funnel	open	generalized
	<i>Serjania caracasana</i>	climber			1	white	tube flag	closed	specialized
	<i>Serjania caracasana</i>	climber			1	white	tube flag	closed	specialized
	<i>Serjania laruotteana</i>	climber			1	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Serjania lethalis</i>	climber			1	white	tube flag	closed	specialized
	<i>Serjania fuscifolia</i>	climber			1	greenish	bell-funnel	open	generalized
	<i>Serjania sp1</i>	climber			1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Serjania sp2</i>	climber			1	greenish	bell-funnel	open	generalized
	<i>Serjania sp3</i>	climber			1	greenish	bell-funnel	open	generalized
	<i>Thinouia mucronata</i>	climber			1	greenish	dish	open	generalized
	<i>Urvillea laevis</i>	climber			1	greenish	bell-funnel	open	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
	<i>Urvillea ulmacea</i>	climber			1	greenish	dish	open	generalized
Smilacaceae	<i>Smilax spicata</i>	climber			1	greenish	inconspicuous	open	generalized
	<i>Smilax fluminensis</i>	climber			1	greenish	inconspicuous	open	generalized
Solanaceae	<i>Brunfelsia pauciflora</i>	herb			3	lilac/violet	tube	closed	generalized
	<i>Capsicum villosum</i>	shrub			2	lilac/violet	dish	open	generalized
	<i>Cestrum bogotense</i>	shrub			2	white	tube	closed	generalized
	<i>Solanum alternatopinnatum</i>	climber			2	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Solanum americanum</i>	semi-shrub		spontaneous	2	white	dish	open	generalized
	<i>Solanum lepidotum</i>	shrub			2	white	dish	open	generalized
	<i>Solanum pseudocapsicum</i>	semi-shrub		spontaneous	2	white	dish	open	generalized
	<i>Solanum sp1</i>	herb			1	white	dish	open	generalized
	<i>Solanum sp2</i>	climber			2		dish	open	generalized
Trigonaceae	<i>Trigonía nivea</i>	climber		spontaneous	1	yellow white	flag	closed	specialized
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i>	shrub		spontaneous	1	greenish	dish	open	generalized
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	tree	pioneer	spontaneous	1	greenish	inconspicuous	open	generalized
	<i>Urera baccifera</i>	tree	pioneer	spontaneous	1	rose	dish	open	generalized
Verbenaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i>	tree	pioneer	spontaneous	1	white	bell-funnel	open	generalized
	<i>Citharexylum myrianthum</i>	tree	pioneer		2	white	tube	closed	generalized
	<i>Lantana camara</i>	shrub		spontaneous	1	orange	tube	closed	generalized

Family	Species	Growth form	Ecological successional groups	Spontaneous, invasive or exotic plant species*	Flower size	Flower colors	Flower shape	Flower openness	Flower generalized level
	<i>Lantana trifolia</i>	semi-shrub		spontaneous	1	lilac/violet	tube	closed	generalized
	<i>Petrea volubilis</i>	climber			4	lilac/violet	tube	closed	generalized
	<i>Vitex polygama</i>	tree	early secondary		2	lilac/violet	flag	closed	specialized
Violaceae	<i>Hybanthus atropurpureus</i>	shrub			1	lilac/violet	flag	closed	specialized
	<i>Schweiggeria fruticosa</i>	shrub			1	white	flag	closed	specialized

*Occurrence classifications follow: Lorenzi, H. 2008. Plantas Daninhas do Brasil - Terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 4ª Edição. Instituto Plantarum de Estudos da Flora, Nova Odessa, 640p.

*Invasive classifications follow: Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras, I3N Brasil, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis – SC. (<http://i3n.institutohorus.org.br> accessed on January 10, 2012)

*Exotic plant species classifications thanks to N. Ivanauskas and P.H.S. Brancalion

CAPÍTULO 3:

FLOWERS AND FRUITS AVAILABILITY: RESOURCES PROVISION FOR ATTRACTION OF WILDLIFE TO AREAS UNDER RESTORATION

ABSTRACT. Involvement of frugivores and pollinators is essential to ensure gene flow of plants among sites in a landscape under restoration and to accelerate achievement of restoration goals. Resource availability has been posited to be important for animal maintenance in areas under restoration, but this issue remains poorly studied. We expected that rich forests with diverse growth forms that have less-seasonal phenological patterns would better provide resource reliability for fauna than forests with fewer species and strongly seasonal phenological patterns. We studied restored riparian forests in the Atlantic forest region, one of the hottest world biodiversity hotspots, in São Paulo, Brazil, where original plantings included high tree species diversity. We studied resource provision (flowers and fruits) of all plant growth forms, in restoration sites of different ages compared to a reference forest, investigating whether plant phenology changes during the restoration process. We recorded phenological data for all reproductive individuals (351 species), sampling monthly over two years, and detected recovery of flower and fruit production after one decade of restoration, indicating promising benefits for fauna. Our data suggest that a wide range of growth forms provides resource complementarities to those of planted tree species. Different periodicity in flower phenology between trees and non-trees seems to be much more evident in a forest with high non-tree species diversity. We indicate some examples of ideal species for planting, both at the time of initial planting and post-planting during enrichment. These management actions can minimize shortage and periods of resource scarcity for the frugivorous and nectarivorous fauna, increasing probability of restoring ecological processes and sustainability in restoration areas.

Key words: enrichment planting; pollination; resource complementarity; seed dispersal; seasonal semideciduous forest; seasonality; tropical forests; zoochorous species.

RE-ESTABLISHMENT OF FOREST DYNAMICS IN RESTORATION AREAS IS DIRECTLY RELATED TO reproductive success of planted species (Castro et al. 2007). This success makes recruitment of future individuals possible; as a result, assessing species reproduction is an important tool in restoration and management. Nevertheless, because estimating self-sustainability of ecosystems and population dynamics requires long-term studies, still few studies have assessed these aspects in restoration areas despite relevance of recovering biological interactions (Ruiz-Jaen & Aide 2005).

When designing restoration projects for tropical ecosystems, restorationists must often deal with a high diversity of native species with lack of basic biological information (Parrotta & Knowles 2001). In the tropics, little knowledge of reproductive biology of plants such as fruit and seeding phenology, as well as information about when to obtain seeds of key-species (Lamb 2005, Rodrigues *et al.* 2009) is scarcity. This limited knowledge is a barrier that makes planting of native seedlings difficult (Viani et al. 2007). Data from other growth forms, such as herbs, are similarly scarce leading to underuse of herbaceous species in restoration plantings (Vieira & Silveira 2010).

A species-rich plant community is likely to include species that differ in resource partitioning and proportion of niche space occupied (Whittaker 1972, Grubb 1977, Loreau 1998). How ecosystem function can be influenced by species diversity is not always clear, but increasing species diversity often enhances ecosystem functioning (Hooper *et al.* 2005, Nadrowski *et al.* 2010). In turn, the variety of phenological strategies present is influenced significantly by species diversity (Bullock & Soli-Magallanes 1990, Vamosi *et al.* 2006). Ecosystems under restoration can show progressive recovery of tree and shrub species, but colonization of other growth forms such as epiphytes and climbers may be much slower (Garcia 2012). Assuming that different growth forms often have dissimilar phenology patterns (Morellato & Leitão Filho 1996, Ramírez 2002, Frenedo 2004, Marques *et al.* 2004), understanding how the presence of growth forms other than trees influence resource availability in restored environments is essential.

Consequently, monitoring of phenology provides identification of resource bottlenecks and keystone species (Wallace & Painter 2002).

Despite lack of seed biological information, seed-based restoration techniques ensuring genetic diversity of introduced material are currently available (Mijnsbruggea *et al.* 2010). However, planting nursery-grown tree seedlings is the most commonly used technique in ecological restoration in Brazil in rainy and dry forests (Sampaio *et al.* 2007, Rodrigues *et al.* 2009). Initial plantings of large numbers of plant species are important to provide the first resource availability to local fauna. These initial plant/animal interactions should catalyze natural regeneration and arrival of other growth forms by allochthonous species colonization earlier than would occur under conditions of natural regeneration. If more species are planted, the chances are greater that adequate resources will be available throughout the year. Probably more important than species richness is choice of species based on phenological characteristics. As a result, understanding plant phenological behaviour is an essential aim.

Considering that seedlings or seeds used in restoration plantation are often collected from limited number of sources, it is likely that new plant community may have low genetic variability, which decreases adaptive evolutionary potential to future environmental changes in restored areas (Barrett & Kohn. 1991, Hufford & Mazer 2003). Besides, most of tropical plants depend on animals for pollination and dispersal of seeds (Bawa 1990, Jordano 2000). Hence, attraction of both fruit-dispersing animals and pollinators can enhance genetic variability via gene flow in restoration areas since they potentially transport allochthonous pollen or seeds enhancing the maintenance of healthy plant populations. However, we highlight that this animal/plant interaction will depend on the level of isolation of the restoration site as well as the fauna availability in the landscape (Wunderle Jr. 1997).

In this study, our main objective was to investigate how temporal abundance of resources develops in restoration sites, in comparison with a natural forest that was considered as the reference site.

We hypothesized that communities with more species and a wide variety of growth forms would better provision resources for fauna than communities with lower species diversity. Moreover, planting tree seedlings will probably ensure tree occurrence but it is not ensured for other growth forms. Besides, considering that different growth forms usually have dissimilar phenology patterns, proportion differences of other growth forms that colonized sites under restoration would influence phenology pattern of the restored community. Hence, we expect fewer periods of resource scarcity in rich forests as a greater range of phenological behaviours is likely present. Therefore, recognizing which plants attract different dispersal agents at different times can enhance natural succession and will help restoration efforts (Muscarella & Fleming 2007, Garcia *et al.* 2009).

METHODS

STUDY AREA — Four riparian forests in the same watershed in São Paulo state, Brazil were surveyed. The areas lie in the seasonal semideciduous forest domain, within the Atlantic forest biome, with little elevational variation (554–711 m). Currently, 97% of the Atlantic forest fragments are <250 ha; these small forest patches account for almost 42% of the remaining total forest area of this biome (Ribeiro *et al.* 2009). The restoration sites were at three planting ages (12, 23, and 55 yr old), all formerly cultivated for sugarcane. The sizes, distance from the nearest forest remnant (any remnant with at least similar size of the given site), and coordinates of sites are: 30 hectares, 1,435 m, and 47°W 25' 39", 22°S 49' 34" (12-yr site), 50 hectares, 70 m, and 47°W 31' 09", 22°S 34' 36" (23-yr site), and 30 hectares, 180 m, and 47°W 12' 20", 22°S 40' 18" (55-yr site).

Restoration model used were combination of pioneer and no-pioneer species in 12- and 23-yr sites and random heterogeneous planting in 55-yr site. These sites were restored via planting of a high diversity

of tree species (>70 species in each case) chosen according to availability of seedlings from commercial sources, as well as from seed collected on surrounding landscapes, using mostly native species but some exotic species as well; planted species list is available in: (Nogueira 1977, Rodrigues *et al.* 1992, Siqueira 2002, Vieira & Gandolfi 2006). Restoration project goals for these sites were the use of native species as much as possible, as well as reaching maximum possible species numbers. The sites are located in a highly fragmented landscape unlikely to experience autogenic restoration (Rodrigues *et al.* 2010). To evaluate restoration success, we compared data from these samples to parallel data for a reference forest that is the second largest natural remnant (244.9 ha, 403 m from the nearest forest remnant, and coordinate: 46W 55' 34", 22S 49' 59") of formerly continuous forest in the Campinas municipality (Santos 2003, Santos *et al.* 2009). This high level of habitat loss and also of endemic species shows why this biome is considered the fourth hottest hotspots in the world (Myers *et al.* 2000). The four sites are located with a maximum distance among them of 65 km (Amazonas *et al.* 2011).

SAMPLING METHODS — At each site under restoration, we selected a 2.5 ha stand, following sampling design of Cielo-Filho *et al.* (2007), who established the plots on the reference site. To reduce environmental variation among plots, plots were located randomly in forest areas without sign of recent anthropogenic disturbances (e.g. charcoal on ground, soot on trunks, and presence of stumps or coppiced trees). Stands were located near watercourses, but we were careful not to use areas that undergo cyclic flooding.

Within stand with the same size (2.5 ha), we located 30 (10 x 10 m) plots randomly. Every month during two years (May 2008 to April 2010), we recorded and marked individuals of tree species and other growth forms as in flower and/or fruit for all angiosperm plants except graminoids. We referred to growth forms other than trees collectively as “non-trees” (sub-shrubs, shrubs, herbs, epiphytes, hemi-parasitics,

and climbers). We identified specimens by reference to specimens in the UNICAMP herbarium (UEC), consultation of literature, and consulting by taxonomists and researchers to confirm identifications. The botanical material collected was deposited in the herbarium collections at the Universidade Estadual de Campinas (UEC) and at the Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz,” Universidade Estadual de São Paulo (ESA). Nomenclature follows that in the Plantminer web tool (Carvalho et al. 2010).

PLANT PHENOLOGY — Phenological data were recorded in plots monthly over two years (May 2008 to April 2010) for all sampled species (i.e., tree species and other growth forms as in flower and/or fruit for all angiosperm plants found into the plots except graminoids). Hence, we sample only individuals that were reproducing throughout these two years. To avoid observer variation, phenological inspection was performed by the same experienced person (LCG) throughout the study. We considered the following reproductive phenophases: flowers and ripe fruits. For all species studied, the percentage of the phenophase over the whole crown area was estimated for a given individual, and percentages were converted to intensity scores: 0 = 0%; 1 = 1-25%; 2 = 26-50%; 3 = 51-75%, and 4 = 76-100% (Fournier 1974). We measured diameter at breast height (DBH, 1.3 m above ground) of reproductive tree individuals, as well as diameter at soil height (DSH, on the soil) for shrubs and sub-shrubs. We classified fruits according to dispersal syndromes.

DATA ANALYSIS — Considering that seed dispersers depend on fruit provision and it may vary over time, we examine seasonality of zoochorous species, focusing on resources to frugivores, using circular analyses. To assess whether fruiting of zoochorous tree and non-tree species showed periodicity, we used Watson's U^2 test (Uniform, U^2), since our data were nonparametric, bimodal, and/or multimodal (Zar 1996). Hence, we evaluated all zoochorous species regarding beginning and peak of ripe fruit phenophase,

examining the first month that at least one individual of a given species presents ripe fruit (beginning) and the month with most individuals of a given species present fruiting (peak). As recommended by Morellato et al. (2000), we used averages when peak or beginning occurred in two consecutive months or were different between years. Because Watson's U^2 tests were significant for each community, we used this test to compare zoochorous ripe fruit availability among sites to determine whether different sites exhibit similar seasonal patterns for beginning of ripe fruit phenophase and for peak fruiting. Moreover, we used Watson's U^2 tests to verify whether different growth forms (trees and non-trees) exhibit seasonal patterns for beginning of zoochorous ripe fruit phenophase and for peak fruiting. We performed these analyses in the ORIANA package (Kovach 2002). Focusing on flower resources for pollination, we used the same statistical procedures that were carried out for zoochorous fruit phenophase.

Although phenological scores have been suggested as a methodology that provides information on intensity data, they do not consider plant size, which will be crucial to estimate resource availability. For instance, shrubs with a score of 4 are not equivalent to big trees with the same score in terms of food provision. To solve this problem, we considered plant sizes in the phenology assessment. According to Chapman et al. (1992), use of DBH as estimators of fruit abundance is a time-efficient and precise methodology, compared with crown volume and visual estimates. Accordingly, to estimate individual monthly flower and fruit production, we associated DBH or DSH with the phenological scores following Wallace and Painter (2002). We multiplied phenological intensity scores by the corresponding basal areas, yielding a value per hectare by which to compare flower and fruit production among sites (Wallace & Painter 2002). We calculated how many flowers and fruits each site supported per hectare per month. Because it was not possible to measure diameter of herbs, epiphytes, hemi-parasitics, and climbers, we used only DBH data for tree species and DSH for shrub and sub-shrub species. Although circular analysis are useful for detecting cycles, they are not appropriate for assessing phenophase intensity throughout the year (Chapman et al. 1999). To assess differences in flower and fruit production over months and among

sites, we used nonparametric analysis of variance (Friedman test). When significant differences were detected, Wilcoxon pairwise post-hoc comparison tests were used to identify sources of the difference, performed in BioEstat 5.0 (Ayres et al. 2007). Hence, we grouped all species in fruit because not only zoochorous species will be source of resources to fauna since dry fruits also attract several animals such as ants, rodents, beetles, birds, etc.

We performed Spearman's correlation analysis in Statistica 6.0 (StatSoft 2001) to verify whether climatic variables such as rainfall, mean temperature, and day-length influenced on number of species in flower or fruiting (total number per month per site). Climatic data were provided by the Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO), which were from the nearest meteorological station of each study sites (Santa Bárbara D'Oeste for the 12-yr site, Limeira city for the 23-yr site, Paulínia city for the 55-yr site, and Campinas city for the reference site).

RESULTS

TESTING FOR SEASONALITY: ZOOCHOROUS SPECIES FRUITING AND SPECIES FLOWERING — Over two years, we sampled phenological data of 351 species (Table S1 – in the supplementary material). Most species (56-52%) were zoochorous in the 55-yr site, and richness of this group increased along restoration age gradient (Table 1). Ripe fruit phenology of zoochorous species among sites was, in general, similar among sites. The exception was initiation of ripe fruit phenophase in zoochorous species, which was earlier in the reference site (main tendency pointed to beginning of April) and later in the 12-yr site (end of May) ($U^2 = 0.302$; $P < 0.005$). Analyzing zoochorous species of all growth forms together of each site, the reference site showed marked seasonality in initiation of fruiting (bimodal trend pointed to early April

and October) and the 55-yr site for initiation and peak fruiting (middle of May and middle of January, respectively) (Fig. 1).

Considering zoochorous species separated into growth forms categories (i.e., tree and non-tree species), we did not find differences comparing seasonality of tree and non-tree zoochorous species in each site (Table 1). Despite that, non-trees in the reference site, peak of fruiting for trees in the 23-yr and non-trees in the 55-yr (Table 1).

Considering flower resources for pollinators, comparing tree and non-tree species seasonality in each site, we found significant difference for the peak flowering period only in the reference forest ($U^2 = 0.224$; $P < 0.05$; Table 1), with tree species peak flowering before (early March) than non-tree species (early April). We for species in flower initiation for trees and initiation and peak flowering for non-trees in the 55-yr site, and initiation and peak flowering for trees and non-trees in the reference site (Table 1).

COMPARING NUMBERS OF TREE AND NON-TREE SPECIES IN FLOWER AND FRUITING AMONG SITES — Peak and decay of flower and fruit phenology were similar between tree and non-tree species (Fig. 2, 3), except during the peak flowering period of the reference forest ($U^2 = 0.224$; $P < 0.05$; Table 1). However, we found greater numbers of non-tree species in flower and in fruit, reaching more than double the number of tree species, except in the 23-yr site (Fig. 2, 3). In the figures 1 and 2, we observed pronounced periods of complementarity between non-tree and tree species in flower (e.g., in December and November of 2008 in the 12-yr site, in February of 2009 in the 55-yr site, and in October and December of 2008, March, June, and November of 2009, and in March of 2010 in the reference forest) and with ripe fruits (e.g., in November of 2008 and of 2009, in April of 2010 in the 12-yr site, in May and October of 2009, and in March of 2010 in the 55-yr site, and in September of 2008, May, June, and September of 2009, and in March 2010 in the reference forest). We detected periods of complementarity between non-tree species

and tree species in flower in the reference forest, in particular during the peak flowering period (Table 1); in general, however, the main period of fruiting was similar in different strata (Fig. 2, 3).

COMPARING FLOWER AND FRUIT PRODUCTION AMONG SITES — Overall monthly flower output showed significant differences in production across months among areas ($Fr = 10.05$, $P = 0.0181$, Fig. 4), being that the early forest (12-yr) produced fewer flowers than the 23-yr and 55-yr sites (Fig. 4). Despite the differences among restored sites, flower production of tree, shrub, and sub-shrub species in these sites was not distinguishable from that of the reference site (Wilcoxon, $P > 0.05$ for all pairs, except between 12-yr and 23-yr and 12-yr and 55-yr sites, $P < 0.05$, Fig. 4). Increases in numbers of species in flower did not necessarily increase total flower production in the 12-yr site (e.g., May/2008, October/2009, and January/2010) and the reference forest (e.g., May/2008, October/2008, and March/2010; Fig. 4). For the oldest restoration site (55-yr), we could identify the same numbers of species supporting a completely different flower production between years (e.g., 18 species in October 2008 and October 2009; Fig. 4).

In terms of ripe fruit output, overall monthly also showed significant differences in production across months, indicating seasonality ($Fr = 16.65$, $P = 0.0008$, Fig. 5), with the intermediate-age site (23-yr) had greater fruit production than 12-yr and reference sites. On the other hand, early and old forests showed ripe fruit production similar to that of the reference forest (Wilcoxon, $P > 0.05$ for all pairs, except between 12-yr and 23-yr and 23-yr and reference sites, $P < 0.05$, Fig. 5). As had been observed with flowers, in the 12-yr site increases in numbers of species with ripe fruits did not translate into an increased overall fruit production (e.g., over the period between May and November/2008; Fig. 5). At this site, we detected the same number of species supporting markedly different fruit production (e.g., 18 species in September 2008 and May 2009; Fig. 5). The considerable elevation in fruit production in September 2008 appeared to derive from increasing numbers of individuals of the same species with ripe

fruit. In the 23-yr site a small number of species in June-August 2009 produced more ripe fruits than larger numbers of species between September and November 2008 (Fig. 5). Likewise, in the 55-yr site, similar numbers of species produced 3 times more ripe fruits in February 2010 compared with September 2008. In the reference site, greatest numbers of species with ripe fruits occurred in April and May; however, the month with the greatest production was October 2009 (Fig. 5).

CLIMATIC-PHENOPHASE RELATIONS — Numbers of tree species in flower were positively correlated with all analyzed climatic variables for in the 23-yr site as well as numbers of non-tree species in the 55-yr and reference sites, with highest correlation value found between mean temperature and numbers of non-tree species in flower in the 55-yr site (0.68; Table 2). On the other hand, numbers of tree species fruiting were negatively correlated with all analyzed climatic variables in the reference site, with highest correlation value found between day-length and numbers of non-tree species fruiting in the reference site (-0.60; Table 2). It was generally found significant correlation with climatic factors and number of species in flower or fruiting for trees and not for non-trees or vice and versa. However, both numbers of tree and non-tree species in flower and fruiting were significantly correlated with day-length and mean temperature in the reference site.

DISCUSSION

We recognize the limitations of both the chronosequence approach used here and the lack of replication of site ages. Restoration sites of varying ages are limited in number in the study region; often, when focus is on sites under restoration more than four decades old, replication is lacking and other sites for comparison

are scarce. However, our study provides useful information with which to assess longer-term trends in restoration sites; such insights are virtually impossible to obtain in any other way.

Trees contributed an important component of overall flower and fruit output. On the other hand, we could detect that additional growth forms such as climbers, herbs, shrubs, sub-shrubs, epiphytes, and hemi-parasites allocated reproductive resources that often complemented fruit and flower resources provided by tree species. In particular, peak flowering was different between tree and non-tree species in the reference site, which was the forest that reached more than double the number of non-tree species compared with sites under restoration. This result shows that growth forms other than trees can display different periodicity in their flower phenology, but it seems to be much more evident in a forest with high non-tree species diversity. A wide range of phenological behaviours allows species to be complementary to one another (Grubb 1977). Thereby, sites under restoration with broader non-tree species richness would support diversification of these resources, consequently increasing animal attraction. In two months, we found that no tree species had flowers (May 2009 in the 12-yr site and June 2009 in the 55-yr site; Fig. 2); during these periods, non-tree species provided the entire flower supply in these sites, demonstrating the importance of other growth forms in sustainability of forests under restoration in terms of maintaining the level of food resources. Differences in phenological patterns derived from diverse growth forms are known both regarding seasonality and reproductive effort (Hancock & Pritts 1987, Ramírez 2002), which has a direct effect on plant-animal interactions. Diversity of growth forms is essential in determining which birds and bats will interact with zoochorous plants (Kominami *et al.* 2003, Muscarella & Fleming 2007). Despite a list of seed dispersers are not available for all studied areas; we could observe several bats and birds in the field, which may be the major seed dispersers. Moreover, some allochthonous non-planted species such as on our study sites, Piperaceae shrubs, are important to attracting bat species to restored areas (Silveira *et al.* 2011). Another example is vines, which have shorter

flowering periods than other growth forms, and are important in influencing plant-hummingbird interactions (Stiles 1978, Quirino & Machado 2001).

Restoration allowed recovery of flower and fruit production per hectare by tree, shrub, and sub-shrub species approaching levels in the reference forest. In several periods, in the reference forest, calculated flower and fruit production was low, but numbers of species in flower or in fruit were high. As we used only tree, shrub, and sub-shrub species data for calculate flower and fruit production (flower and fruit scores x basal area / ha), other growth forms were not included as contributing to flower and fruit production because they did not have a measurable basal area. Although we could not calculate this index for herbs, we detected a particularly abundant ($4270 \text{ stems ha}^{-1}$) herb species in flower, *Lepidaploa remotiflora* (Rich.) H. Rob. (Asteraceae), in the 12-yr-old site. Non-tree species can have higher reproductive rates because their lifespan is shorter than of the tree species. Sexual reproduction in herbaceous species can be higher in early stages of succession, becoming similar to forest communities after as little as one decade (Newell & Tramper 1978).

Analysis of climatic-phenophase relationship indicated that flower production was positively correlated with climatic factors in some cases (e.g., tree species in the 23-yr and non-tree species in the reference forest), whereas ripe fruit production was negatively correlated (e.g., tree species in the reference site). It represents highest flower production at the same time of the highest temperatures, hottest periods with longest days, whereas the highest ripe fruit production can be found in the opposite climatic situation. As a result, seed dispersal may be mostly concentrated soon after this dry cold winter period, which may strongly impose restrictions for the seedling establishment for some species that do not have dormancy. Conversely, seed dispersal during this period also brings an advantage for seed and seedlings: seed predator and herbivore avoidance, since they emerge from their diapauses after the first rains (Wright 1996). Early germination may enhance seedling regeneration success owing to avoidance of herbivore attack (Hanley 1998), which is an important pressure in sites under restoration.

Overall, the percentage of tree species in reproductive stages was smaller in the reference site (54%), compared to sites under restoration (generally >70% of tree species). Generally, negative relationships exist between reproductive effort and successional maturity (Hancock & Pritts 1987), attributed to changes of ecological species groups present through time (Garcia 2012), which will also present different reproductive behavior. Another possible constraint on this greater proportion of trees in reproduction is dense canopy cover, since tropical trees are light limited, which affects their phenology (Wright 1996).

In some cases, we observed that species replacement led to large positive effect on overall flower and fruit production, particularly when they are species with a large biomass. For instance, in the 55-yr site, we found 18 species in flower both in October 2008 and in October 2009 (Fig. 4), but changes in flower production by a few species substantially increased production in October 2009, indicating the importance of input from species with large biomass. To illustrate this point, we note that October was the month with the greatest flower production in all restoration forests. Some species without flowers in October 2008 but with flowers in October 2009 were represented by larger trees, such as *Piptadenia rigida* Benth. (Fabaceae), *Caesalpinia pluviosa* DC. (Fabaceae), *Jacaratia spinosa* (Aubl.) A. DC. (Caricaceae), *Nectandra angustifolia* (Schrad.) Nees & Mart. (Lauraceae), and *Syzygium cumini* (L.) Skeels. (Myrtaceae).

Considering zoochorous species of all growth forms together of each site separately, only the oldest restoration site showed significant seasonality for peak zoochorous fruit availability, which means that fruit availability can be seasonally concentrated in some periods and scarce in others. On the other hand, lack of seasonality at other sites allows a better distribution of fruits to fauna through time. Similar less-seasonal patterns for animal-dispersed fruits have been observed by other studies in seasonal forests (Morellato *et al.* 1990, Spina *et al.* 2001, Santos & Kinoshita 2003). However, although we did not detect significant seasonality in the early restoration forest, we noted a month of fruit scarcity in this 12-yr site:

August 2009 , where only the climber species *Smilax fluminensis* Steud. (Smilacaceae) provided zoochorous fruits. We recommend the use of zoochorous species that were fruiting in the same month in the other sites (see underlined species in the Table S1). However, we emphasize that the “key-species” behaviour of some species identified in the present study could indicate which kinds of species can be used in plantings for restoration projects of semideciduous seasonal forest, in the Atlantic Forest biome. Nonetheless, we highlight that these species could be considered as key in early stages; however, these same species would not necessarily be important in older sites.

Restoration planting planned for increased attraction and maintenance of pollinators could help in reestablishment of plant-pollinator interactions (Menz et al. 2011); hence, particular species with important effects on flower and fruit production should be prioritized for sapling production. In the restoration context, the most challenge biotic threshold to go beyond is to recover specialization in plant-animal interactions (Dixon 2009). For specialist species, synchronization with their sources of resources is important (Wcislo & Cane. 1996). Hence, specialists have two trends in face of getting resources, if they are associated with a very seasonal and synchronous plant species, they will have diapause otherwise they will face a lack of food supply great part of the year (Bronstein 1995). On the other hand, if they do not remain in diapauses, they have to be associated with a plant that provides less-seasonal flower resources (Bronstein 1995). As a result, restoration area that presents less-seasonal flower resources will allow both kinds of specialist pollinators, which may have positive effect on development of restored community.

The data collected by this study can be relevant for decisions regarding fauna management. More studies about the re-colonization of seed-dispersing animals in restored forests will be required to know more about the needs of fruit consumers. Another challenge is how to attract animals into isolated restored sites often located in inhospitable landscapes (Florentine & Westbrooke 2004). To reach this goal, it is important to consider that some animals may be more important seed-dispersers depending on forest successional stage. For example, bats may be more effective than birds during initial states of succession

owing to their ability to reach disturbed areas, but both have relevant roles in maintenance of plant diversity in fragmented landscapes (Silva *et al.* 1996, Muscarella & Fleming 2007). Besides, degree of frugivory and seed dispersal effectiveness can be decoupled in several cases leading to contribution of incidental frugivores to effective dispersal (Schupp *et al.* 2010). In addition, planning the use of new ideas such as fauna reintroduction in forest deprived of frugivores would require special attention to outplanting of native fruiting species (Brodie & Aslan 2012).

We highlight the fact that in all restoration study sites no previous planning was done regarding which species would provide resource availability to fauna. Nevertheless, it was possible to conclude that even without previous planning regarding phenological behaviour, we could observe a wide resource provision. This result is likely a consequence of large numbers of species used on these projects. Further studies should evaluate sites, with different initial species input, to know whether efforts should be concentrated on restoring sites by using high species diversity to ensure sustainability. Specially, because it is expected that greater species or functional diversity of plants at restored sites will result in greater resource diversification, which in turn, is likely to attract a more diversified fauna. Once we have found some critical periods of resource scarcity, attempts should also be given to plant species that present high flower and fruit production, in particular that of large biomass, while key-species that offered important resources but have small biomass also should be prioritized for planting. However, we warn that plant size and seed size is positively related (Rees & Venable. 2007), which may benefit frugivorous specialized in large-fruits that have a low diversity in sites under edge-effect like restored forest (Melo *et al.* 2007). In this regard, species of families that have generalist seed dispersal syndromes, such as Melastomataceae, Rubiaceae, Moraceae, and Solanaceae can provide small-sized fruits with a huge number of seeds, which will provide resources to generalist frugivores increasing seed rain. Likewise, in project planning, tree species that offer flowers and fruits during a period when other tree species provide few resources, the

first ones should be prioritized and their planting should be done in a higher density than the second ones.

Finally, we recommend the use of species fruit year-round with constant food resources.

REFERENCES

- AMAZONAS, N. T., L. A. MARTINELLI, M. D. C. PICCOLO, and R. R. RODRIGUES. 2011. Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration. *Forest Ecology and Management* 262: 1551-1557.
- AYRES, M., M. J. AYRES, D. L. AYRES, and A. S. SANTOS. 2007. BioEstat 5.0. Imprensa Oficial do Estado do Pará, Belém.
- BARRETT, S. C. H., and J. R. KOHN. 1991. Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: implications for conservation. *In* D. A. Falk and K. E. Holsinger (Eds.). *Genetics and conservation of rare plants*, pp. 3-30. Oxford University Press, New York.
- BAWA, K. 1990. Plant-pollinator interactions in tropical rain forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 399-422.
- BRODIE, J. F., and C. E. ASLAN. 2012. Halting regime shifts in floristically intact tropical forests deprived of their frugivores. *Restoration Ecology* 20: 153-157.
- BRONSTEIN, J. L. 1995. The plant-pollinator landscape. *In* L. Hansson, L. Fahrig and G. Merriam (Eds.). *Mosaic landscapes and ecological processes*, pp. 257-288. Chapman & Hall, London.
- BULLOCK, S. H., and J. A. SOLI-MAGALLANES. 1990. Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica* 22: 22-35.
- CARVALHO, G. H., M. V. CIANCARUSO, and M. A. BATALHA. 2010. Plantminer: a web tool for checking and gathering plant species taxonomic information. *Environmental Modelling and Software* 25: 815-816.
- CASTRO, C. C., S. V. MARTINS, and R. R. RODRIGUES. 2007. A focus on plant reproductive biology in the context of forest restoration. *In* R. R. Rodrigues, S. V. Martins and S. Gandolfi (Eds.). *High diversity forest restoration in degraded areas*, pp. 197-206. Nova Science Publishers, New York.
- CHAPMAN, C. A., L. J. CHAPMAN, R. WANGHAM, K. HUNT, D. GEBO, and L. GARDNER. 1992. Estimators of fruit abundance of tropical trees. *Biotropica* 24: 527-531.
- CHAPMAN, C. A., R. W. WRANGHAM, L. J. CHAPMAN, D. K. KENNARD, and A. E. ZANNE. 1999. Fruit and flower phenology at two sites in Kibale National Park, Uganda. *Journal of Tropical Ecology* 15: 189-211.

- CIELO-FILHO, R., M. A. GNERI, and F. R. MARTINS. 2007. Position on slope, disturbance, and tree species coexistence in a seasonal semideciduous forest in SE Brazil. *Plant Ecology* 190: 189-203.
- DIXON, K. W. 2009. Pollination and Restoration. *Science* 325: 571-573.
- FLORENTINE, S. K., and M. E. WESTBROOKE. 2004. Restoration on abandoned tropical pasturelands: do we know enough? *Journal for Nature Conservation* 12: 85-94.
- FOURNIER, L. A. 1974. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba* 24: 422-423.
- FRENEDOZO, R. D. C. 2004. Plant reproductive phenology and dispersal patterns after natural regeneration in a limestone mining spoil banks. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 47: 261-271.
- GALETTI, M., M. A. PIZO, and L. P. C. MORELLATO. 2011. Diversity of functional traits of fleshy fruits in a species-rich Atlantic rain forest. *Biota Neotropica* 11: 1-13.
- GARCIA, L. C. 2012. Ecological sustainability assessment of riparian forests under restoration. PhD Dissertation. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- GARCIA, L. C., F. V. BARROS, and J. P. LEMOS-FILHO. 2009. Fructification phenology as an important tool in the recovery of iron mining areas in Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 887-893.
- GRUBB, P. J. 1977. The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews* 52: 107-145.
- HANCOCK, J. F., and M. P. PRITTS. 1987. Does reproductive effort vary across different life forms and seral environments? A review of the literature. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 114: 53-59.
- HANLEY, M. E. 1998. Seedling herbivory, community composition and plant life history traits. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 1/2: 191-205.
- HOBBS, R. J., L. M. HALLETT, P. R. EHRLICH, and H. A. MOONEY. 2011. Intervention Ecology: applying ecological science in the twenty-first century. *BioScience* 61: 442-450.
- HOLL, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31: 229-242.
- HOOPER, D. U., I. F. S. CHAPIN, J. J. EWEL, A. HECTOR, P. INCHAUSTI, S. LAVOREL, J. H. LAWTON, D. M. LODGE, M. LOREAU, S. NAEEM, B. SCHMID, H. SETÄLÄ, A. J. SYMSTAD, J. VANDERMEER, and D. A. WARDLE. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- HUFFORD, K. M., and S. J. MAZER. 2003. Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of ecological restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 147-155.

- JORDANO, P. 2000. Fruits and frugivory. *In* M. Fenner (Ed.). *Seeds: the ecology of regeneration in natural plant communities*, pp. 125–166. Commonwealth Agricultural Bureau International, Wallingford.
- KINOSHITA, L. S., R. B. TORRES, E. R. FORNI-MARTINS, T. SPINELLI, Y. J. AHN, and S. S. CONSTÂNCIO. 2006. Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20: 313–327.
- KOMINAMI, Y., T. SATO, K. TAKESHITA, T. MANABE, A. ENDO, and N. NOMA. 2003. Classification of bird-dispersed plants by fruiting phenology, fruit size, and growth form in a primary lucidophyllous forest: an analysis, with implications for the conservation of fruit-bird interactions. *Ornithological Science* 2: 3–23.
- KOVACH, W. L. 2002. Oriana for Windows, Version 2.02. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, UK.
- LAMB, D. 2005. Restoring tropical moist broad-leaf forests. *In* N. Dudley, S. Mansourian and D. Vallauri (Eds.). *Forest restoration in landscapes - beyond planting trees*. Springer, New York.
- LOREAU, M. 1998. Biodiversity and ecosystem functioning: a mechanistic model. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America* 95: 5632–5636.
- MARQUES, M. C. M., J. J. ROPER, and A. P. B. SALVALAGGIO. 2004. Phenological patterns among plant life-forms in a subtropical forest in southern Brazil. *Plant Ecology* 173: 203–213.
- MELO, F. P. L., D. LEMIRE, and M. TABARELLI. 2007. Extirpation of large-seeded seedlings from the edge of a large Brazilian Atlantic forest fragment. *Ecoscience* 14: 124–129.
- MENZ, M. H. M., R. D. PHILLIPS, R. WINFREE, CLAIRE KREMEN, M. A. AIZEN, S. D. JOHNSON, and K. W. DIXON. 2011. Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. *Trends in Plant Science* 16: 4–12.
- MIJNSBRUGGEA, K. V., A. BISCHOFF, and B. SMITHC. 2010. A question of origin: where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology* 11: 300–311.
- MIKICH, S. B., and S. M. SILVA. 2001. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semidecidual no Centro-Oeste do Paraná, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 15: 89–113.
- MORELLATO, L. P. C., and H. F. LEITÃO FILHO. 1996. Reproductive phenology of climbers in a southeastern Brazilian forest. *Biotropica* 28: 180–191.
- MORELLATO, L. P. C., H. F. LEITÃO FILHO, R. R. RODRIGUES, and C. A. JOLY. 1990. Estratégias fenológicas de espécies arbóreas em floresta de altitude na Serra do Japi, Jundiaí, São Paulo. *Brazilian Journal of Biology* 50: 149–162.

- MORELLATO, L. P. C., D. C. TALORA, A. TAKAHASI, C. C. BENCKE, E. C. ROMERA, and V. B. ZIPPARRO. 2000. Phenology of Atlantic rain forest trees: a comparative study. *Biotropica* 32: 811-823.
- MUSCARELLA, R., and T. H. FLEMING. 2007. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Reviews* 82: 573-590.
- NADROWSKI, K., C. WIRTH, and M. SCHERER-LORENZEN. 2010. Is forest diversity driving ecosystem function and service? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2: 75-79.
- NEWELL, S. J., and E. J. TRAMPER. 1978. Reproductive strategies in herbaceous plant communities during succession. *Ecology* 59: 228-234.
- NOGUEIRA, J. C. B. 1977. Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas. *Boletim Técnico do Instituto Florestal* 24: 1-71.
- PARROTTA, J. A., and O. H. KNOWLES. 2001. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: examples from the Brazilian Amazon. *Ecological Engineering* 17: 219-239.
- QUIRINO, Z. G. M., and I. C. MACHADO. 2001. Biologia da polinização e da reprodução de três espécies de *Combretum* Loefl. (Combretaceae). *Revista Brasileira de Botânica* 24: 181-193.
- RAMÍREZ, N. 2002. Reproductive phenology, life-forms, and habitats of the Venezuelan Central Plain. *American Journal of Botany* 89: 836-842.
- REES, M., and D. L. VENABLE. 2007. Why big plants make big seeds? *Journal of Ecology* 95: 926-936.
- RIBEIRO, M. C., J. P. METZGER, A. C. MARTENSEN, F. J. PONZONI, and M. M. HIROTA. 2009. The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- RODRIGUES, R. R., S. GANDOLFI, A. G. NAVE, J. ARONSON, T. E. BARRETO, C. Y. VIDAL, and P. H. S. BRANCALION. 2010. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261: 1605-1613.
- RODRIGUES, R. R., H. F. LEITÃO FILHO, and M. S. M. CRESTANA. 1992. Revegetação do entorno da represa de abastecimento de água do município de Iracemápolis/SP. *Anais do Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas*, pp. 406-414. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba.
- RODRIGUES, R. R., R. A. F. LIMA, S. GANDOLFI, and A. G. NAVE. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1242-1255.
- RUIZ-JAEN, M. C., and T. M. AIDE. 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology* 13: 569-577.
- SAKAI, S. 2001. Phenological diversity in tropical forests. *Population Ecology* 43: 77-86.

- SAMPAIO, A. B., K. D. HOLL, and A. SCARIOT. 2007. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? *Restoration Ecology* 15: 462–471.
- SANTOS, K. 2003. Caracterização florística e estrutural de onze fragmentos de mata estacional semidecidual da área de proteção ambiental do município de Campinas-SP. PhD Dissertation. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- SANTOS, K., and L. S. KINOSHITA. 2003. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas, SP. *Acta Botanica Brasilica* 17: 325-341.
- SANTOS, K., L. S. KINOSHITA, and A. A. REZENDE. 2009. Species composition of climbers in seasonal semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 9: 175-188.
- SCHUPP, E. W., P. JORDANO, and J. M. GÓMEZ. 2010. Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New Phytologist* 188: 333–353.
- SILVA, J. M. C. D., C. UHL, and G. MURRAY. 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology* 10: 491-503.
- SILVEIRA, M., L. TREVELIN, M. PORT-CARVALHO, S. GODOI, E. N. MANDETTA, and A. P. CRUZ-NETO. 2011. Frugivory by phyllostomid bats (Mammalia: Chiroptera) in a restored area in southeast Brazil. *Acta Oecologica* 37: 31-36.
- SIQUEIRA, L. P. 2002. Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil. PhD Dissertation. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- SPINA, A. P., W. M. FERREIRA, and H. F. LEITÃO FILHO. 2001. Floração, frutificação e síndromes de dispersão de uma comunidade de floresta de brejo na região de Campinas (SP). *Acta Botanica Brasilica* 15: 349-368.
- STATSOFT, I. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6. StatSoft, Inc., Tulsa, USA.
- STILES, F. G. 1978. Temporal organization of flowering among the hummingbird foodplants of a tropical wet forest. *Biotropica* 10: 194-210.
- VAMOSI, J. C., T. M. KNIGHT, J. A. STEETS, S. J. MAZER, M. BURD, and T.-L. ASHMAN. 2006. Pollination decays in biodiversity hotspots. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America* 103: 956-961.
- VAN DER PIJL, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. Springer Verlag, New York.
- VIANI, R. A. G., A. G. NAVE, and R. R. RODRIGUES. 2007. Transference of seedlings and aloctone young individuals as ecological restoration methodology. *In* R. R. Rodrigues, S. V. Martins and S. Gandolfi (Eds.). High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil, pp. 145-170. Nova Science Publishers, New York.

- VIEIRA, B. C., and F. A. O. SILVEIRA. 2010. Reproductive phenology, seed germination and ex situ conservation of *Pseudananas sagenarius* in a semi-deciduous tropical forest fragment. *Plant Species Biology* 25: 214–220.
- VIEIRA, D. C. M., and S. GANDOLFI. 2006. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. *Revista Brasileira de Botânica* 29: 541-554.
- WALLACE, R. B., and R. L. E. PAINTER. 2002. Phenological patterns in the southern Amazon tropical forest: implications for sustainable management. *Forest Ecology and Management* 160: 19-33.
- WCISLO, W. T., and J. H. CANE. 1996. Floral resource utilization by solitary bees (Hymenoptera: Apoidea) and exploitation of their stored foods by natural enemies. *Annual Review of Entomology* 41.
- WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251
- WRIGHT, S. J. 1996. Phenological responses to seasonality in tropical forest plants. *In* S. S. Mulkey, R. L. Chazdon and A. P. Smith. (Eds.). *Tropical forest plant ecophysiology*, pp. 440-460. Chapman and Hall, New York.
- WUNDERLE JR., J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management* 99: 223–235.
- YAMAMOTO, L. F., L. S. KINOSHITA, and F. R. MARTINS. 2007. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21: 553-573.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

TABLE 1. Total numbers of species sampled, zoochorous species sampled, and results of Watson's U^2 Tests (Uniform, U^2), which is a test of periodicity in each site, length of mean vector, which is an index ranging from 0 (complete asynchrony of the event) to 1 (highest possible synchrony) for ripe fruit phenology of zoochorous species, and pairwise comparisons of tree and non-tree species seasonality (via Watson's U^2 Tests) at three sites under restoration (12-yr, 23-yr and 55-yr old) and a reference forest. Values with asterisks indicate significance at the $P < 0.05$ level.

	12-yr-old Santa Bárbara D'Oeste city		Years since restoration: 23-yr-old Iracemápolis city		55-yr-old Cosmópolis city		Natural forest: Reference Campinas city	
	Tree	Non-tree	Tree	Non-tree	Tree	Non-tree	Tree	Non-tree
Total number of species	27	53	45	33	45	58	55	116
Zoochorous species:								
Total number of zoochorous species	8	19	17	16	25	30	34	38
Relative number of zoochorous species (%)	30	36	38	48	56	52	62	33
Initiation of zoochorous ripe fruit phenophase:								
Watson's U ² tests (periodicity in each site)	**	0.161	0.098	0.044	0.232*	0.226*	0.086	0.494*
Mean date					early of Jun*	end of Apr*		early Apr
Length of Mean Vector (r)					0.429*	0.313*		0.517*
Watson's U ² tests (seasonality comparison of trees and non-trees)	2.176		0.025		0.119		0.167	
Peak zoochorous fruiting:								
Watson's U ² tests (periodicity in each site)	**	0.178	0.216*	0.048	0.14	0.189*	0.11	0.111
Mean date			end of Feb*			end of Dec*		
Length of Mean Vector (r)			0.502*			0.301*		
Watson's U ² tests (seasonality comparison of trees and non-trees)	3.631		0.15		0.124		0.053	
Species in flower:								
Initiation of flower phenophase:								
Watson's U ² tests (periodicity in each site)	0.127	0.415*	0.094	0.116	0.374*	0.218*	0.217*	0.490*
Mean date		early April			early March*	middle March*	end of Feb*	early April*
Length of Mean Vector (r)		0.325*			0.382*	0.196*	0.167*	0.301*
Watson's U ² tests (seasonality comparison of trees and non-trees)	0.035		0.049		0.06		0.153	
Peak flowering:								
Watson's U ² tests (periodicity in each site)	0.081	0.412*	0.186	0.179	0.105	0.209*	0.200*	0.583*
Mean date		end of April*				end of March*	early March*	early April*
Length of Mean Vector (r)		0.340*				0.231*	0.193*	0.279*
Watson's U ² tests (seasonality comparison of trees and non-trees)	0.057		0.104		0.034		0.224*	

TABLE 2. Spearman rank correlation tests between climatic variables and number of species in flower and fruiting at three sites under restoration (12-yr, 23-yr and 55-yr old) and a reference forest. Values with asterisks indicate significance at the $P < 0.05$ level.

Study sites	Climatic factor	Flower		Ripe fruit	
		Tree	Non-tree	Tree	Non-tree
	Rainfall				
12-yr		0.13	0.30	-0.39	-0.46
23-yr		0.49*	0.06	-0.48*	-0.57*
55-yr		0.10	0.43*	0.11	-0.33
reference		0.30	0.57*	-0.57*	-0.36
	Day-length				
12-yr		0.19	0.47*	-0.25	-0.39
23-yr		0.56*	0.04	-0.41*	-0.29
55-yr		0.37	0.57*	-0.12	-0.27
reference		0.46*	0.60*	-0.55*	-0.60*
	Mean temperature				
12-yr		-0.05	0.39	-0.39	-0.40
23-yr		0.54*	0.10	-0.29	-0.33
55-yr		0.31	0.68*	-0.46*	-0.12
reference		0.40*	0.55*	-0.57*	-0.53*

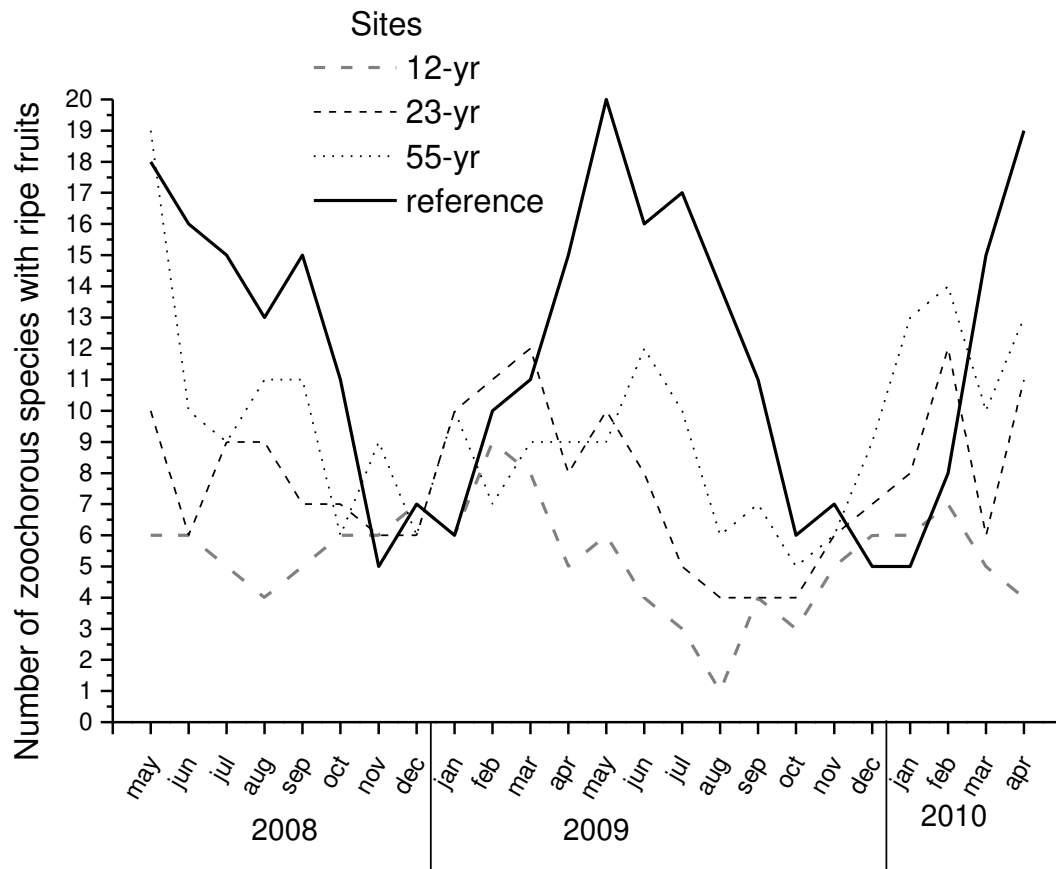


FIGURE 1. Ripe fruit phenology of zoochorous species at three restoration sites (12-yr, 23-yr and 55-yr old) and a reference forest. Tree and non-tree species data are for all individuals sampled in reproduction from May 2008 to April 2010.

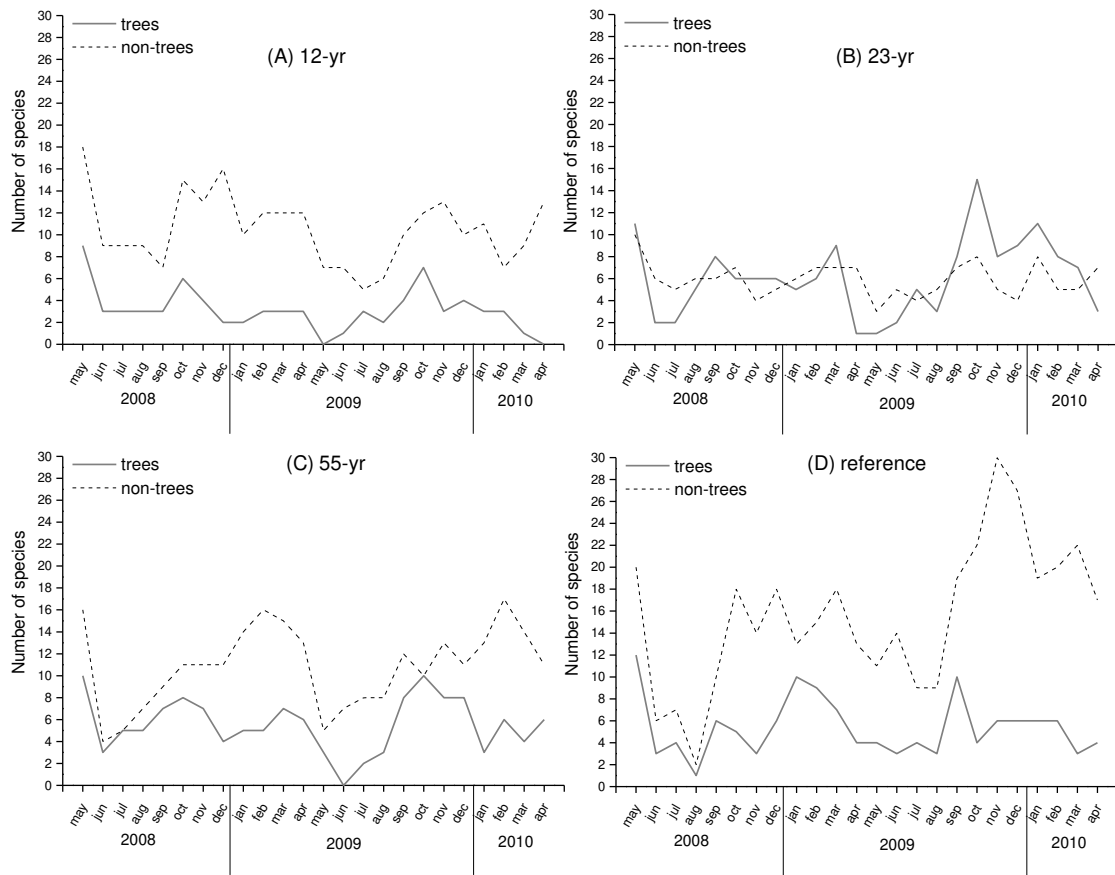


FIGURE 2. Flowering of tree and non-tree (semi-shrubs, shrubs, herbs, epiphytes, hemi-parasitics, and climbers) species at three restoration sites: (A) 12-yr, (B) 23-yr, (C) 55-yr old, and (D) a reference forest. Tree and non-tree species data are for all individuals sampled in reproduction from May 2008 to April 2010.

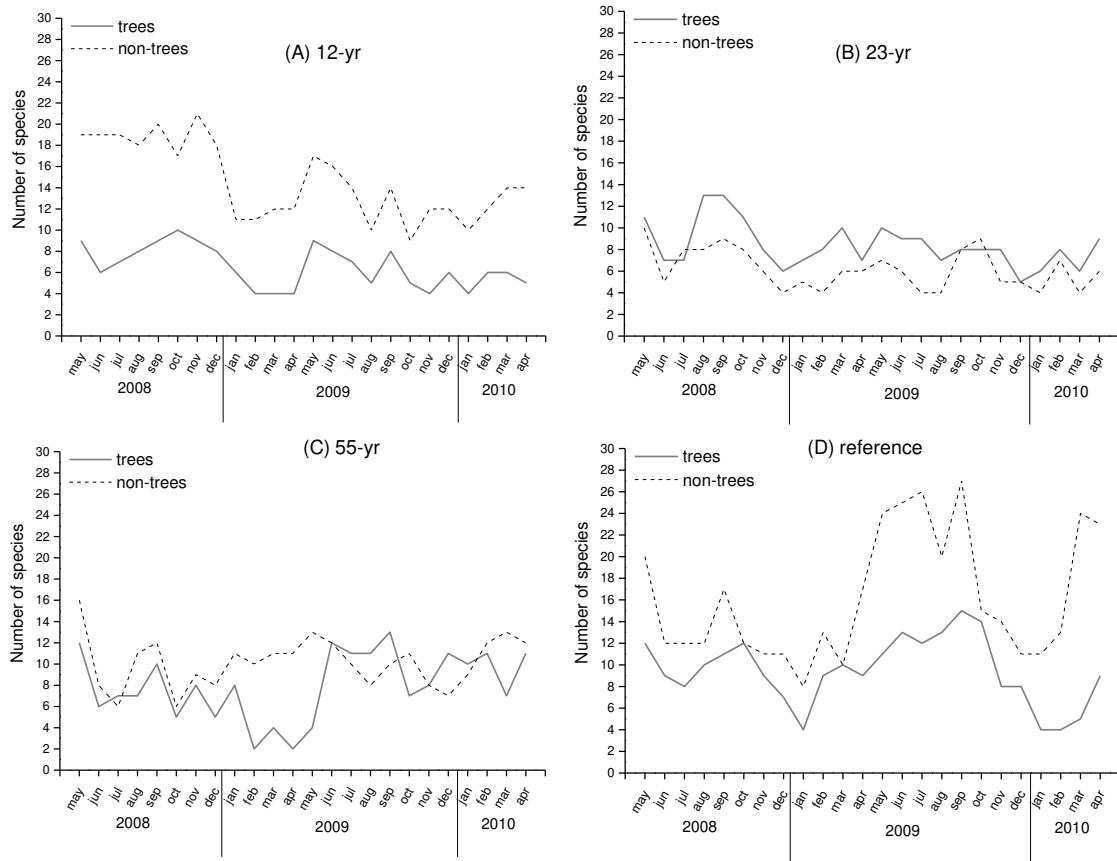


FIGURE 3. Ripe fruit phenology of tree and non-tree (semi-shrubs, shrubs, herbs, epiphytes, hemi-parasitics, climbers) species at three restoration sites: (A) 12-yr, (B) 23-yr, (C) 55-yr old, and (D) a reference forest. Tree and non-tree species data are for all sampled individuals in reproduction from May 2008 to April 2010.

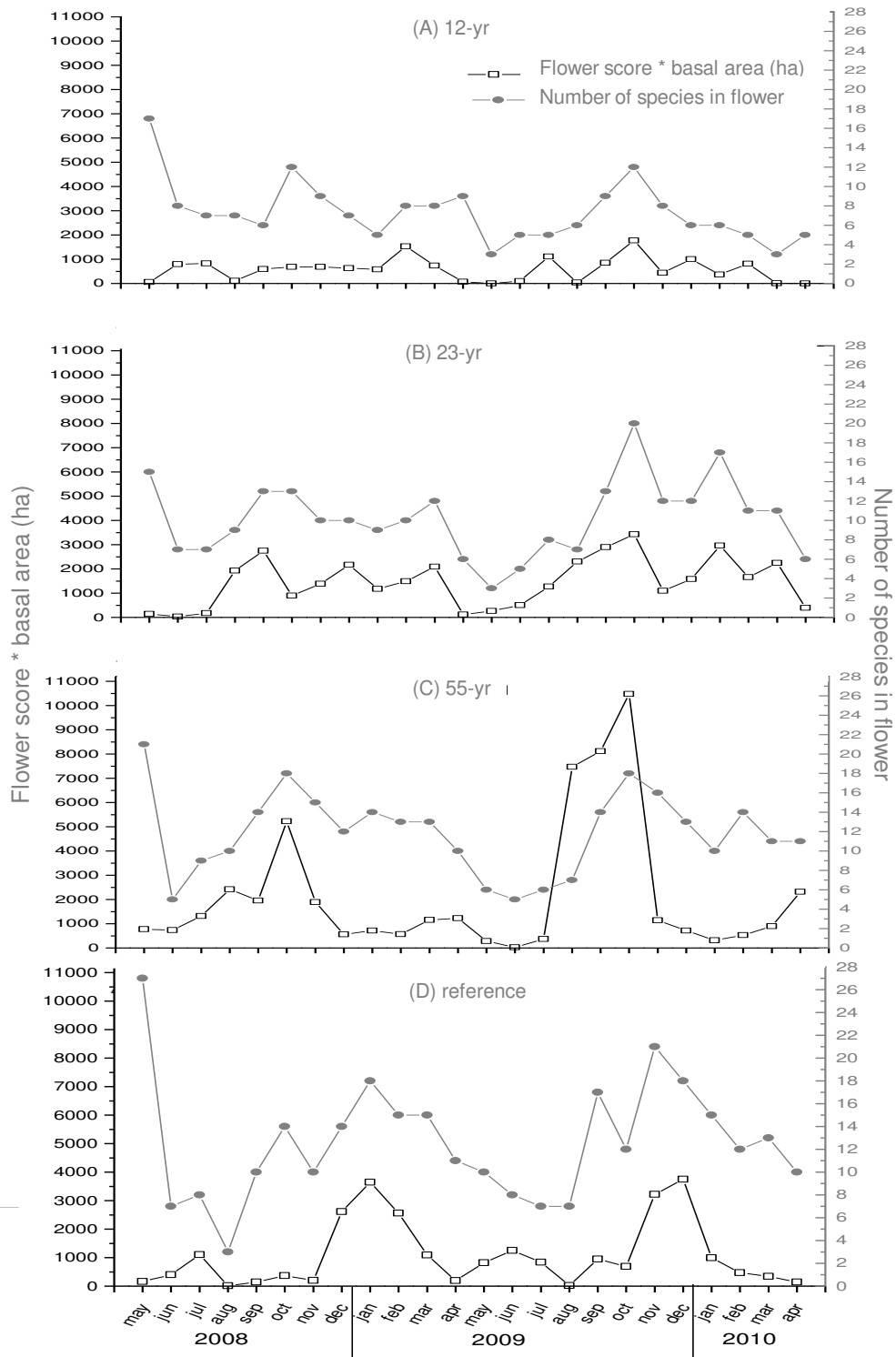


FIGURE 4. Number of species in flower (gray line with closed circles) and flower production (black line with open squares) of tree, shrub, and semi-shrub species at three restoration sites: (A) 12-yr, (B) 23-yr, (C) 55-yr old, and (D) a reference forest, from May 2008 to April 2010.

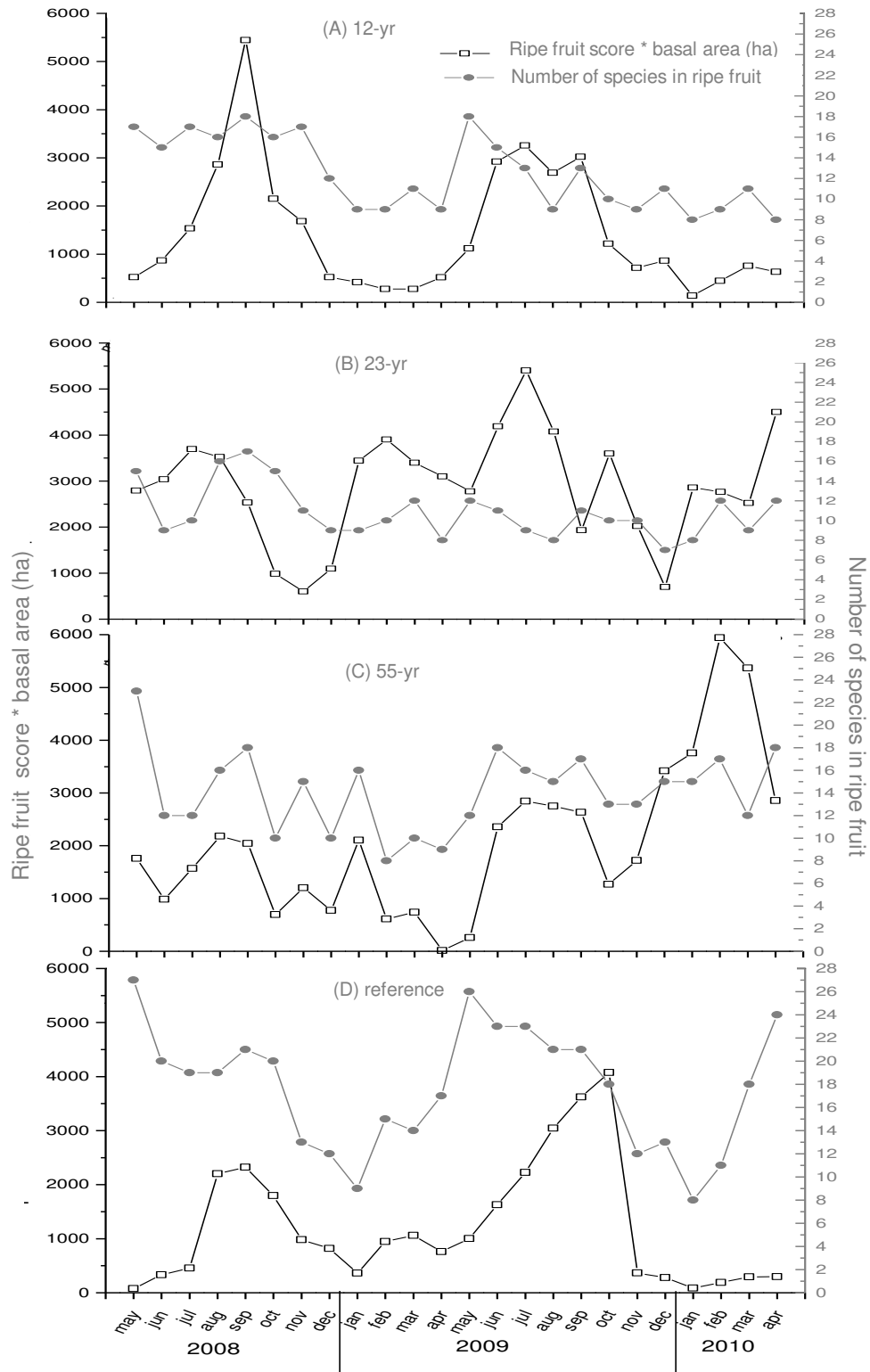


FIGURE 5. Number of species with ripe fruit (gray line with closed circles) and ripe fruit production (black line with open squares) of tree, shrub, and semi-shrub species at three restoration sites: (A) 12-yr, (B) 23-yr, (C) 55-yr old, and (D) a reference forest, from May 2008 to April 2010.

CAPÍTULO 4:

CHANGES TO BRAZILIAN LEGISLATION ARE A STEP BACKWARDS FOR

CONSERVATION AND RESTORATION

Introduction

There is a perverse trend of loss or depletion of protected areas in several countries mainly due to pressure to access or use of natural resources (1, 2). Mascia and Pailler (2011) presented a detailed study concerning protected areas from 27 countries, in particular several nations that occur in areas of global importance for biodiversity conservation. These areas are threatened by downgrading (a decrease in legal control), downsizing (a decrease in area) and degazettement (loss of legal protection for the entire protected area) (PADDD). The authors stress that PADDD is a policy issue in 12 of these countries, although the context, causes, and consequences are not well documented. Harwell (3) draws attention to the need for case studies in relation to the factors leading to forest being converted to agricultural land, as occurs, for instance, in West Papua, Indonesia, Colombia and Peru. . This phenomenon is symptomatic of a more general denial of environmental concerns, with people only willing to change their behaviour when serious consequences impact their lives directly (4).

In addition to PADDD, other problems threaten natural areas through inadequately drafted laws, as, for instance, in United States, where three-quarters of all threatened species depend on private land and their protection is based on the most important national environmental law, the Endangered Species Act (ESA) (5, 6). The ESA has been creating disincentives for landowners and, in fact, in some cases encourages the destruction of habitats instead of their conservation, since it is

applied only to current critical habitats but not to habitats that were already threatened before the law was implemented (5, 7, 8). Another example of well articulated laws that are not applied equally is in Canada, where noncompliance is often accepted and their courts avoid applying the environmental law to public servants (9). Disregarding social, environmental and human factors in the elaboration of laws also hampers conservation, for instance in South Africa, Zimbabwe and Namibia, where the exclusion of rural communities from protected areas leads to undesirable effects on natural resources through illegal use (10). Finally, lack of popular support, for instance in Russia, where economic instability is a social driver resulting in weak popular backing, results in the loss of interest in environmental issues within official policy (11).

On the other hand, there are examples of policy success, such as the establishment of a network known as Natura 2000 that has led to a major expansion in European protected areas, as a result of ‘civil society’ participation in these areas (12). In Japan, the new national environmental law allows citizens to take part of environmental impact assessment. Another good example is in Costa Rica, where environmentalists had a crucial involvement in influencing policy debates and they played a leading role during decision processes (13). The relative success of policy and legal instruments is often context dependent. For instance, regarding forest governance, decentralization reforms is a trend in a variety of countries that transfers power for local authorities and NGOs, but has led to either positive or negative changes in Indonesia, India and Namibia (14-17).

It is particularly preoccupying that such trend is affecting megadiverse countries with large extents of remaining tropical forests, as in Brazil. Any action that has an effect on those areas will also result in global impact on climate and biodiversity. Brazil has 537 Mha of native vegetation (mostly tropical forested areas), from which 146,5 Mha are protected under nature and Indian reserves, and the remaining 390,5 Mha (73% of the vegetation) occurs in private lands (18). However, the main law that guarantee the protection of this native vegetation in private land, the Forest Act, was in revision (19) and approved changes will drastically reduce the amounts of

protected areas and forest restoration. In this paper, we discuss some aspects and consequences of this change and why we should be concerned about it.

What is the Brazilian Forest Act and why is it important?

The Brazilian Forest Act, created in 1965, sets several guidelines regarding land-use integrating environmental protection, the diffuse sustainable use of biodiversity present in natural or restored ecosystems, and rural production (agriculture, livestock and silviculture). It addresses rules about the percentage of private land that should be protected in each ecosystem to maintain native vegetation (areas designated as ‘Legal Reserve’ – see Tab S1 - Supplemental Materials). In addition, it defines more fragile ecosystems or vital areas that should be protected to maintain important ecosystems functions (called ‘Permanent Preservation Areas’, which include hilltops, steep hills, plateaus, mangroves and sandbanks, springs and riparian forests).

What are the law changes and their justification?

The new Law was approved in May 2011 by the Chamber of Deputies of the Brazil’s Congress, in December 2011 by the Senate, in April 2012 by the Chamber of Deputies of the Brazil’s Congress, in May 2012, after few presidential vetoes, by the President, and in September 2012 by legislative with some changes. The approved format is a threat to several current protected areas that may lose protection and it will be a setback for conservation and restoration of Brazilian forests (Table S2, S3, Appendix S4 - Supplemental Materials). One of the most controversial points of this law is the amnesty for illegal deforestation up to three years before the bill (moratorium of deforestation before 2008) (Fig. 1). It is important to highlight that penalties are also required, and amnesties such as the new law allows, are likely to be counterproductive. Wätzold and Schwerdtner (20) suggested that environmental legislation had to be based on the assumption that people will infringe the law if it maximizes their utility, and hence some form of government penalties are required (21).

Most of the landholders in the Amazon, as well as much of the remaining lands of Brazil, are currently not in compliance with the previous Forest Act. The main reason is the lack of government enforcing full compliance with the previous law. The need for drastic changes in land use to achieve full compliance with the Forest Act results in large deficit in protection on private lands were estimated to be among 85Mha (22). The reason is that full compliance requires costly effort because of large-scale restoration as well as productive area losses (23).

The legislation change is mainly based on economic interests. Part of the argument for changes in the Forest Act is that compliance can supposedly harm several agricultural sectors. Martinelli et al. (24) warn that the dichotomy between food production and preservation of natural vegetation used as the main driver to change the Forest Act is false. For instance, the diagnostics presented by Brancalion and Rodrigues (25) indicates that compliance with the previous Forest Act would not reduce agricultural production. On the contrary, the ecosystem services provided by native vegetation can help maintain sustainable agriculture. Many ecosystem services are literally irreplaceable (26). The inequalities in land distribution and income, lack of credit to small producers and lack of investment in research and development in the staple crops of the country are the real constraints for food production in Brazil, not the existing Forest Act (24).

Besides, the family income has been attributed to create impediments for compliance with previous law. However, the new law has an essential problem. It changes the definition of smallholders. In this approved law, instead of this term being associated with family income and traditional users, it is associated with the size of the property (from 20 to 440 hectares). Thereby, the approved law would fail to differentiate wealthy from poor landholders. As a result, wealthy farmers will legally profit from using areas that should be protected or restored.

Another economic aspect to be considered is that there are several countries that impose barriers on the import of tropical products without sustainable management (27). To receive certification, sugarcane production, for instance, must conform to the legislation of the country,

state and cities (28). To achieve the standard for forest management certification requires compliance with all applicable laws of the country, such as environmental and labor legislation (29). The compliance with Forest Act is seen by landowners as a major barrier for engaging in the certification process (30), in particular relating to Permanent Preservation Areas (29). Environmentalists believe that changing the law is a strategy by landowners who are at odds with certification systems, since achieving the environmental certification involves being compliance with national law. Therefore, changing the law is easier than restoring the illegally cleared areas; because the owners will not be required to restore the forests as they were required before. It can induce developed countries to raise import taxes on Brazilian agricultural products, making them less competitive, because Brazil could lose credibility internationally (31). Moreover, it is a contradiction that the continuous land conversion in large areas of tropical forests can be considered, depending on the certification criteria, as a 'sustainable' agriculture (32)

What are the national implications of law changes?

Ominous predictions and facts began to appear in the literature, in several journals and magazines. Brazil was identified as one of the 17 megadiverse countries in the world (33). Any action that affects its biodiversity will also have a global impact. Regarding people well-being, failure to protect Permanent Preservation Areas is likely to contribute to catastrophic flooding in Brazil, as happened in January 2011 when more than 890 people died in Rio de Janeiro state (34).

The new Forest Act will remove the legal protection of 222,000 square kilometres – an affected area nearly the size of the United Kingdom (31, 35), increasing the risk of illegal deforestation on those areas. The proposal presented at Brazilian National Congress in June of 2010 may be one of the reasons that deforestation increased by 96% and degradation by 466% between August 2010 and April 2011 in Mato Grosso, one of the Amazonian states (36). This increase was due to the expectation that the law would be approved. In the period before the bill was presented to the Chamber of Deputies in 2010, the deforestation in Amazon has been decreasing (35). After this

situation in April 2011, the government started a huge enforcement action and the deforestation rate dropped by 11% (37). This provides evidence that through the previous law decreasing of deforestation is possible if the executive power implements active control measures. In the same state, between 2006 and 2010, Macedo et al. (38) showed that agriculture production can increase even while deforestation is decreasing, providing a clear demonstration that adequate policies can promote the efficient use of already cleared lands as well as restricting deforestation.

All those changes considered, a revision of the Forest Act will reduce mandatory restoration of native vegetation illegally cleared since 1965 (19). It will reduce the total amount of potential areas for restoration in the Atlantic Forest by about 6 million hectares (39), an area among the size of Netherlands added to Israel, reversing previous positive trends. The discontent of Brazilian society, NGOs, government actors and research institutes with the situation of the most degraded biome in Brazil led to the creation of the Atlantic Forest Restoration Pact in 2009. The idea behind this is to restore 15 Mha by 2050 increasing the forest cover from 17% to 30% and thereby contributing to climate change mitigation, producing ecosystem services, and generating jobs and income for local rural communities (39). The prospects of achieving this are significantly diminished in the face of the new bill.

What are the international implications of the law changes?

Because the bill will move in the opposite direction of cutting greenhouse-gas emissions, Brazil's can lose its reputation as a global leader in the effort against global warming (40). The new law could result in 5 billion tC no longer being stored in native vegetation (41). Twenty years ago, the Rio Declaration on Environment and Development provided a statement of twenty-seven principles for sustainable development. 2012 was the year that Brazil hosted United Nations Conference on Sustainable Development (Rio+20 Earth Summit). Contradictorily, it also was the year when Brazilian legislation takes a step backwards regarding conservation and restoration goals.

Brazil is wasting a great opportunity to give the good example. This country has a huge agricultural industry, and production could be achieved with environmental sustainability, which would have the potential to distinguish Brazil from other food producers in the world. Hence, any change of environmental legislation needs to be linked with the Brazilian agricultural policy. The establishment of alternative development models should be considered (18). The effective integration of agriculture and environment can be seen as having huge potential to generate income and employment by restoration and certification use. For instance, the Legal Reserves are a real alternative for forest management in Amazon and the use of biodiversity from different forest types in the extra-Amazon regions. In these regions, under scientific guidelines, forests have been restored using high diversity species plantations. This allows at the same time maintenance of biodiversity, sustainable timber use and economically viable system. New restoration models of Legal Reserves based on the use of native fruits and seeds, honey, medicinal plants, etc, are being researched for implementation if these Reserves continue to exist as a legal obligation. There is thus an opportunity for agricultural and environmental planning in Brazil.

Because Brazil is often used as a model for other developing countries, the weakness of the approved environmental law can directly affect these countries by promoting tropical forest deforestation as a bad example that can be followed. If countries that have crucial role in the fight against global warming and also hold a significant part of global biodiversity start to reduce the power of their environmental rules, throughout the world people will feel the consequences.

References and Notes

1. K. S. Zimmerer, G. R.E., B. M.V., *Ambio* **33**, 520 (2004).
2. M. B. Mascia, S. Pailer, *Conservation Letters* **4**, 9 (2011).
3. E. Harwell. (Program on Forests (PROFOR), Washington DC, 2010).
4. W. J. Sutherland *et al.*, *Trends in Ecology & Evolution* **26**, 10 (2011).
5. N. Paulich, *Stanford Journal of Animal Law & Policy* **3**, 107 (2010).
6. S. Stern, *Arizona Law Review* **48**, 541 (2006).
7. H. Barton, J. Thompson, *Stanford Law Review* **49**, 305 (1997).

8. D. A. Dana, *University of Illinois Law Review*, 38 (2000).
9. A. Thompson, *The Forestry Chronicle* **61**, 131 (1985).
10. R. Summers, *Acta Juridica* **42**, 188 (1999).
11. J. D. Oldfield, *European Environment* **12**, 117 (2002).
12. E. Apostolopoulou, J. D. Pantis, *Environment and Planning A* **42**, 982 (2010).
13. E. Silva, *Latin American Politics and Society* **45**, 93 (2003).
14. K. Boudreaux, F. Nelson, *Economic Affairs* **31**, 17 (2011).
15. J. F. McCarthy, *World Development* **32**, 1199 (2004).
16. A. Agrawal, A. Chhatre, R. Hardin, *Science* **320**, 1460 (2008).
17. A. Chhatre, *Conservation and Society* **6**, 12 (2008).
18. G. Sparovek, G. Berndes, I. L. F. Klug, A. G. O. Barreto, *Environmental Science & Technology* **44**, 6046 (2010).
19. J. P. Metzger *et al.*, *Science* **329**, 276 (2010).
20. F. Wätzold, K. Schwerdtner, *Biological Conservation* **123**, 327 (2005).
21. G. S. Becker, *Journal of Political Economy* **76**, 169 (1968).
22. G. Sparovek, A. G. O. P. Barreto, I. L. F. Klug, L. Papp, J. Lino, *Novos Estudos - CEBRAP* **89**, 111 (2011).
23. G. Sparovek, G. Berndes, A. G. O. P. Barreto, I. L. F. Klug, *Environmental Science & Policy* **16**, 65 (2012).
24. L. A. Martinelli, C. A. Joly, C. A. Nobre, G. Sparovek, *Biota Neotropica* **10**, 323 (2010).
25. P. H. S. Brancalion, R. R. Rodrigues, *Biota Neotropica* **10**, 63 (2010).
26. R. Costanza *et al.*, *Nature* **387**, 253 (1987).
27. S. R. Hirakuri. (Center for International Forestry Research, Bogor, West Java, Indonesia, 2003).
28. IMAFLORA, *Standards for evaluation, monitoring and socio-environmental certification of sugar cane and its industrial processing: regulation for socioenvironmental certification of the sugar and alcohol sector (Padrões para avaliação, monitoramento e certificação socioambiental da cana-de-açúcar e seu processamento industrial: regulamentação para certificação socioambiental do setor sucroalcooleiro)*. (Piracicaba, SP, 2001).
29. V. M. Basso, L. A. G. Jacovine, R. R. Alves, S. L. P. Vieira, *Acta Amazonica* **41**, 69 (2011).
30. L. F. G. Pinto, L. d. S. Prada, I. C. Rodrigues, paper presented at the Certificação Socioambiental para a Agricultura: Desafios para o Setor Sucroalcooleiro, São Carlos, SP, Brasil, 2008.
31. L. A. Martinelli, *Nature* **474**, 579 (2011).
32. D. P. Edwards, B. Fisher, D. S. Wilcove, *Conservation Letters* **00**, 1 (2011).
33. R. A. Mittermeier, G. A. B. Fonseca, A. B. Rylands, C. G. Mittermeier, in *Megadiversity: Earth's biologically wealthiest nations*, R. A. Mittermeier, G. P.R., M. C.G., Eds. (Conservation International, Cemex, Monterrey, 1997).
34. C. Zucco, L. G. R. Oliveira-Santos, F. A. S. Fernandez., *Nature* **470**, 335 (2011).
35. J. Tollefson, *Nature* **476**, 259 (2011).
36. S. Hayashi, C. Souza Jr, A. Veríssimo. (IMAZON, 2011), pp. 1-4.
37. INPE. (2011).
38. M. N. Macedo *et al.*, *PNAS* **9**, 1 (2012).
39. M. Calmon *et al.*, *Restoration Ecology* **19**, 154 (2011).

40. S. Moran, in *Nature News*. (2011), vol. 07 December 2011.
41. A. P. M. d. Silva, F. Alves, R. H. R. Sambuichi, G. Luedemann, I. d. P. E. A. (Ipea), Ed. (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada and Secretaria de assuntos estratégicos da Presidência da República, Brasília, 2011), pp. 22.

Supplementary Materials

Table S1- Glossary: meaning of the two main legal instruments of the Brazilian Forest Act.

Legal instrument	Meaning
‘Permanent Preservation Area’ (PPA)	Protected areas with environmental function of preserving water resources, landscape, geological stability, biodiversity, gene flow of wild fauna and flora, soil protection, as well as ensure the well-being of human population. Areas that can be designed as PPAs: hilltops, steep hills, plateaus, special ecosystems like mangroves and sandbanks, springs and riparian forests.
‘Legal Reserve’ (RL)	Protected areas located within the property except from the ‘Permanent Preservation Areas’ referred to as required for the sustainable use of natural resources, conservation and rehabilitation of ecological processes, biodiversity conservation and shelter and protection of native flora and fauna. The Forest Code states that 20% of every property (in the Amazon, 35% if it is savanna or 80% if it is tropical forest) must be occupied by native vegetation and will be designed as RLs.

Table S2- The most important changes from the existing Forest Act in the new Law (Law number 12.651) and their likely consequences. These changes are organized according to Mascia and Pailler’s (8) categories of declines in protected area coverage by downgrading (a decrease in legal control), downsizing (a decrease in area) and degazettement (loss of legal protection for the entire protected area (PADDD)). A similar version of this table was used by the Brazilian Society for the Advancement of Science (SBPC) and the Brazilian Association of Science (ABC), after Brazilian Senate approval in December 2011, in a Public Letter (Tab. S3) warning of the severe consequences that might result from the Forest Act revision.

Topic	Current Forest Act	Proposed bill	Consequence
-downgrading: <u>compensation</u>	-the compensation for the lack of ‘Legal Reserve’ areas within the property will take place in the same ecosystem and micro drainage basin or as close as possible to the deforested area.	-the compensation for the lack of ‘Legal Reserve’ areas within the property will take place in the same biome where the deforested area is located.	-this will open up the possibility of purchasing forests in regions distant from where the native forest was illegally removed or degraded. The control and inspection of compensation areas in other states would be unlikely and unachievable. For instance, the Atlantic Forest biome covers 17 of the 26 national states. Moreover, variation in land values would likely result in areas chosen for the compensation for the lack of ‘Legal Reserve’ being prioritized according to land value instead of environmental value. Hence, less expensive land far from the deforested area could be selected, decreasing the local landscape quality. Considering the Atlantic Forest

Topic	Current Forest Act	Proposed bill	Consequence
			biome for example, it is clear that in states where lands are under greater agricultural use, such as São Paulo (SP), there are less vegetation remnants than in Piauí (PI). As a result, if the compensation for the lack of 'Legal Reserve' areas within the properties from SP state is placed in PI state, this will maintain the current low levels of forest in the most impacted state (SP) and also maintain the lack of ecosystem services in this region. Finally, it drastically decreases the restoration incentive in areas of low agricultural potential which could be restored, improving the general local landscape quality.
-downgrading: 'fallow areas'	-originally, the law defines small properties as those that are occupied only by traditional or peasant ownership. Hence, 'fallow areas' is assigned only for small rural families or traditional or peasant owners.	-the term 'fallow areas' could be used for all types of landowners in the whole extension of the rural property.	-this term is normally associated with areas with crop rotation systems, a method related to soil use by traditional landowners. The generally inclusion of this term for any property will misrepresent the method, in which the term would be attributed to unproductive areas that can be currently assigned to vegetation recover and may be reclaimed for agriculture use.
-downgrading: National Environment Council's power	-National Environment Council has the power to regulate any removal of native vegetation in 'Areas of Permanent Preservation' and in 'Legal Reserves' to fifty percent of the property in the Legal Amazon.	-withdrawal of the National Environment Council's power.	-an uneven law application, depending of the viewpoint of different legal actors, will render deforestation more permissible and can have serious consequences due to political and vested interests. Decentralization is a good option if corruption and local interest does not result in trends in the opposite direction of conservation goals, but can fail in a country like Brazil. There are problems such as limited civil society participation and large differences between states, with some likely to be more conservation –oriented and others much more favourable to logging and agribusiness sectors.
-downsizing: properties benefited by	-the requirement to restore their forestry 'Legal	-the definition of 'small rural properties' as those	-this new definition represents more than 90% of Brazilian rural properties, which will be relieved of restoring their

Topic	Current Forest Act	Proposed bill	Consequence
exemption to restore their forestry 'Legal Reserve'	Reserve' area is general for all properties. Especially in the case of small rural families or traditional or peasant ownership, it can be done by using fruit trees, exotic or commercial species. Decisions are on the basis of family income and traditional land use, rather than property size.	covering up to four 'fiscal modules' (from 20 to 440 hectares) exempts these properties from the requirement to restore their forestry 'Legal Reserve' area. -for other properties, it will only be required to restore 'Legal Reserves' if deforestation occurred after July 22 of 2008.	'Legal Reserves'. -the important legal instrument of 'Legal Reserve' will be virtually extinct.
-downsizing: exotic species use in restoration of 'Legal Reserve' areas and 'Areas of Permanent Preservation'	-the planting of exotic species in 'Legal Reserves' is allowed only temporarily.	-the bill will also permit the restoration of 'Legal Reserve' areas by introducing exotic species in up to 50 percent of their areas for all properties. Moreover, the introduction of only exotic species will be allowed for restoration of the entire 'Areas of Permanent Preservation' for 'small rural properties', which cover up to four 'fiscal modules' (from 20 to 440 hectares).	-this will allow the agricultural use of 'Legal Reserve' areas with an expansion of monoculture plantations, in an area that should be designated for conservation and sustainable use of native species. Instead of using exotic species, sustainable exploitation of native plants (such as Brazilian nut, cupuaçu, acai, etc) in agroforestry systems can also be a profitable activity. In addition, considering the aim of 'Legal Reserve' areas and 'Areas of Permanent Preservation' - biodiversity conservation and protection of native flora and fauna – the use of native species is preferable due to their natural environmental role in the local ecosystem. Moreover, the most critical probably is that there is no specification regarding possible use of invasive species.
-downsizing: properties benefited by exemption to restore vegetation along	-restoration of riparian vegetation is required to cover 30 meters width	-decisions are on the basis of to property size, restoration of riparian	-reduces the overall amount of restoration and increases the edge effect in these forests under restoration, which hampers the maintenance of their balance. For instance, five meters

Topic	Current Forest Act	Proposed bill	Consequence
rivers	along rivers up to 10 meters wide in cases where degradation was detected.	vegetation will be required to cover only 5 to 15 meters width in consolidated rural areas in any width rivers for 'small rural properties', which cover up to four 'fiscal modules' (from 20 to 440 hectares), besides it does not exceed 10-20% of extension of the rural property (10% for lands <2 fiscal modules and 20% for 2-4). Restoration of riparian vegetation in rivers up to 10 meters wide for properties of 4-10 fiscal modules will be required to cover 20 meters width.	means two tree lines, which will probably be ecologically inefficient. Finally, it infringes the law principles of equal treatment as it gives different sizes of 'Areas of Permanent Preservation'. As a result, those landowners that had preserved their 'Areas of Permanent Preservation' will be required to keep the original vegetation size, whereas those landowners that had 'consolidated rural areas' will be allowed to have smaller riparian vegetation width.
	-for rivers over 10 meters wide, restoration of riparian vegetation is required to cover 30 to 500 meters along rivers in cases when degradation was detected, depending on the width of the river.	- properties greater than 10 fiscal modules will be required to cover half of the river width (from 30 to 100m).	-the same previously mentioned problems arising from violation the law principles of equal treatment.
	-the calculation of riparian 'Areas of Permanent Preservation' is from the	-the calculation of riparian 'Areas of Permanent Preservation' will be from	-this drastically reduces protection of rivers and jeopardizes still further the already critical availability of water in some regions of Brazil. Moreover, there is a high possibility of

Topic	Current Forest Act	Proposed bill	Consequence
	largest seasonal watercourse bed.	the regular watercourse bed.	losing all the planting done on river shores during high flow periods.
-downsizing: properties benefitting by reducing to restore their vegetation around springs.	-restoration of spring vegetation is required to cover 50 meters in cases where degradation was detected.	-restoration of spring vegetation will be required to cover only a minimum radius of 15 meters in consolidated rural areas.	-less area will be restored. Without adequate surrounding vegetation, springs can decrease water availability and even become completely dry.
-downsizing: hilltops protection	-50 meters is the minimum height of protected mountains/hills that would have protected hilltops.	-the bill changes the minimum height (100m) of mountains that would have protected hilltops.	-widespread loss of hilltop protection.
	-hilltops are protected if the slope of the steepest part of the hilltop reaches at least an inclination of 17°.	-the bill proposes to protect hilltops if the hilltop reaches a minimum general average inclination of 25°.	-the bill will severely reduce the protected areas since this general average inclination of 25° is rare in Brazil.
-downsizing: ‘Legal Reserve’ area	-the reckoning of the ‘Areas of Permanent Preservation’ in the calculation of the ‘Legal Reserve’ percentage is only possible when the sum of APP and RL exceed 80% of the rural property located in the Amazon, 50% of the rural property located in other regions of the country, and 25% of small	-the reckoning of the ‘Areas of Permanent Preservation’ in the calculation of the ‘Legal Reserve’ percentage will be allowed anywhere (all properties). Areas included can be: those where vegetation is under regeneration, under restoration, or can be compensated in the same biome where the	-widespread loss of protection on all properties, since there are differences regarding the ‘Areas of Permanent Preservation’ and ‘Legal Reserve’ functions. Hence a legal instrument will be lost that is seen as a requirement for the sustainable use of natural resources, conservation and rehabilitation of ecological processes, biodiversity conservation and shelter and protection of native flora and fauna. Moreover, in case of compensation for the lack of ‘Legal Reserve’ the issues discussed above will occur.

Topic	Current Forest Act	Proposed bill	Consequence
	property.	deforested area is located.	
downsizing: ‘Legal Reserve’ area	-there is no such distinction.	-‘Legal Reserves’ can be decreased from 80% for 50% in Amazonian states, if the state territory covers more than 65% of indigenous or protected areas.	-legal deforestation allowance on 30% of ‘Legal Reserves’ in Amazon states, if the state territory comprises more than 65% of indigenous or protected areas. Nowadays, considering updated Amazon protected area coverage, this occurs only in the Amapá state (*), but may soon occur in Roraima state.
-degazettement and downgrading: amnesty as a pardon of fines to landowners, who have illegally deforested protected areas	-this term is not mentioned.	-the insertion of the term ‘consolidated rural area’ with July 22 of 2008 as a baseline for acceptance of previous deforestation.	-this will allow deforested areas to remain in a degraded situation, as well as perpetuating the environmental problems that these areas are now causing, like sedimentation and erosion in river channels (Figure 1). Moreover, the owners will not be required to restore the area, such as downhill slopes, hilltops, plateaus, areas over 1800 meters, and drastically reduced along rivers, around springs and lakes, and it can be used for several purposes instead of conservation. It is important to underline that the control and the inspection of recent deforestation (three years old) is unlikely and unachievable. We emphasize that in 2008 there was only an improvement in the mechanisms of control, but the rule already existed, and since 1998 (Environmental Crimes Law) it had rigorous penalties for noncompliance. Hence, this stipulated date is contradictory. Moreover, required restoration will be established concurrently with using of area by cattle. It is expected that grazing will harm seedling survival and jeopardizes still further the already decisive restoration establishment, and future plant adult replacement.
-degazettement: springs and rivers	-springs and rivers are considered as intermittent and/or permanent sources	-springs will be considered only if the water source is permanent.	-this drastically reduces protection of intermittent springs. In places where rain is scarce or the sources of water dry up, water availability will become rare.

Topic	Current Forest Act	Proposed bill	Consequence
	of water.	Ephemeral rivers are no longer considered as 'Areas of Permanent Preservation'	
-degazettement: allowance to undertake harmful activities in protected areas	-not allowed since banks of watercourses and the hilltops are considered as 'Areas of Permanent Preservation'.	-permits farming, forestry and grazing activities on the banks of watercourses and on hilltops.	-those activities cause erosion, soil compaction and siltation of surrounding river channels.
-degazettement: mangroves	-there is no distinction about mangroves. The permission in these cases was not mentioned. It is allowed only in case of public utility.	-the removal of vegetation in mangroves will be allowed if they have partially lost their ecological functions.	-this will stimulate degradation for speculation (property ventures, urbanization, etc)
-degazettement: 'Legal Reserve' area	-there is no such distinction.	-exempts enterprises of hydroelectric dams from the requirement to have their 'Legal Reserve' area.	-Numerous projects will be installed for the construction of new plants. For instance, 71 new plants are planned by 2017, such as 15 in the Amazon basin, 13 in the Tocantins-Araguaia basin, 18 on the Paraná river and 8 on the Uruguay river (**). The implementation of these plants will result in deforestation of several areas in the country. The exemption from requirement to have their 'Legal Reserve' areas means significant decrease in forest cover, because deforested areas will not be compensated elsewhere.
-degazettement: downhill slopes, hilltops, plateaus, and areas over 1800 meters	- deforestation is not allowed slopes between 25 to 45 degrees, hilltops, plateaus, and in areas over 1800 meters	- consolidated rural activities are allowed on slopes between 25 to 45 degrees, hilltops, plateaus, and in areas over 1800	-grazing in these areas can be harmful because it causes erosion and increases the chance of landslides.

Topic	Current Forest Act	Proposed bill	Consequence
		meters.	
-degazettement: natural or artificial areas that accumulate water smaller than 1 hectare	-natural or artificial areas that accumulate water are considered as 'Areas of Permanent Preservation'	-the bill does not require preservation of the riparian vegetation on the banks of natural or artificial areas that accumulate water up to 1 hectare.	-without vegetation, siltation of these areas is probably only a matter of time.

*A. Veríssimo et al. Áreas Protegidas na Amazônia brasileira: avanços e desafios (Imazon – Belém, Instituto Socioambiental - São Paulo, 2011), pp. 88.; **Portal Brazil (The energy matrix: hydropower, 2012) <http://www.brasil.gov.br/cop-english/overview/what-brazil-is-doing/the-energy-matrix>; The map available at: <http://www.nature.com/news/2011/111109/full/479160a/box/1.html>

Table S3 in Portuguese, which we provided as a collaboration to be an appendix in the letter of the Brazilian Society for the Advancement of Science (SBPC) and the Brazilian Association of Science (ABC), published on 27 February 2012 available at: (http://www.sbpnet.org.br/site/arquivos/carta_aberta.pdf).

Observação: os artigos não são os oficiais da lei aprovada, pois tratavam-se dos artigos do projeto de lei. Os itens comentados e atualizados na lei aprovada estão disponíveis na tabela S2 acima.

Tabela As mudanças mais sérias propostas pelo projeto de lei (PLC 30/2011) que visa alterar o Código Florestal atual, aprovadas em dezembro de 2011 pelo Senado Federal, e suas consequências comentadas. Estas modificações estão organizadas pelos itens declínio da cobertura de áreas protegidas por diminuição do controle legal, diminuição em área e perda da proteção legal de toda a área protegida (Mascia e Pailler 2011)*.

Tópico	Código Florestal atual	Proposta de lei	Localização no projeto de lei	Consequências
-diminuição do controle legal: compensação	-a compensação das áreas de Reserva Legal será no mesmo ecossistema e mesma microbacia ou o mais perto possível de onde ocorreu o desmatamento.	-a compensação das áreas de Reserva Legal será no mesmo bioma.	Art. 68, § 5º, IV, § 6º, II	-abre a possibilidade para aquisição de florestas em regiões distantes das que a vegetação nativa foi ilegalmente removida ou degradada.
-diminuição do controle legal: áreas de pousio	-“áreas de pousio” são atribuídas apenas para pequena propriedade ou posse rural familiar ou de população tradicional.	-o item “área de pousio” pode ser atribuído a todos os tipos de propriedades rurais.	Art. 3º, XI	-esse termo, pela lei atual em vigor, é empregado em áreas onde o plantio ocorre em sistemas de rotação de culturas, um método relacionado ao uso de solo por produtores familiares ou de população tradicional.
-diminuição do controle legal: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA	- Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA tem o poder de regular a remoção da vegetação nativa das Áreas de Preservação Permanente e das Reservas Legais para até cinquenta por cento da propriedade da Amazônia Legal.	-retirada do poder do Conselho Nacional de Meio Ambiente – (CONAMA).	Art. 14, I dá poder aos estados para estabelecer atividades que podem justificar a regulação de áreas desmatadas	

-diminuição em área: propriedades beneficiadas pela desobrigação de restaurar as suas Reservas Legais	-o requerimento de restaurar as áreas de Reservas Legais é generalizado para todos os tipos de propriedades. Especialmente no caso de pequena propriedade ou posse rural familiar ou de população tradicional, isso pode ser feito pelo uso de árvores frutíferas, espécies exóticas ou comerciais. Entretanto, a lei atual não faz essa distinção de acordo com o tamanho da propriedade, mas a lei atribui isso à renda familiar e uso tradicional da terra.	- “pequenas propriedades rurais” definidas como as de até “ quatro módulos fiscais” (de 20 a 440 hectares) ficam isentas de restaurar suas Reservas Legais. -para as demais propriedades só serão exigidas a restaurarem suas RLs caso o desmatamento tenha ocorrido após 22/07/2008.	Art. 69 Art. 7, § 3º	-essa definição irá abranger mais de 90% das propriedades rurais brasileiras, as quais serão desobrigadas de restaurar as suas Reservas Legais. -a figura da RL será praticamente extinta, perdendo-se um importante instrumento legal previsto como necessário ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção da fauna e flora nativas
-diminuição em área: uso de espécies exóticas em Reservas Legais	-o plantio de espécies exóticas na Reserva Legal é permitido temporariamente.	-a lei proposta permite a restauração das áreas de Reservas Legais com uso de espécies exóticas em até 50 por cento da sua área.	Art. 68, § 3º, II	permitirá o uso agrícola dessa área, que deveria ser designada como reserva de espécies nativas..
-diminuição em área: ao longo de rios	- a restauração da vegetação das Áreas de Preservação Permanente será de 30 metros em rios de até 10 metros de largura.	-a restauração da vegetação das APPs será de apenas 15 metros nas áreas rurais consolidadas em rios de até 10 metros de largura.	Art. 62, § 4º	-aumento do efeito de borda que dificultará a manutenção do equilíbrio dessa floresta em processo de restauração.

	- Áreas de Preservação Permanente serão contabilizadas a partir do leito maior (sazonal).	-cálculo das Áreas de Preservação Permanente será contabilizado a partir do leito regular		-reduz drasticamente a proteção dos rios comprometendo ainda mais a já crítica disponibilidade de água em algumas regiões do Brasil. Além disso, haverá uma alta possibilidade de perda de todo o plantio feito nessa faixa por comprometimento das mudas durante os períodos de inundação.
-diminuição em área: topos de morro	-50 metros é a altura mínima das montanhas que deveriam ter topos de morro preservados.	-a proposta de lei muda a altura mínima (100 m) das montanhas que deveriam ter topos de morro preservados.	Art. 4º, IX	-perda generalizada de proteção desse tipo de APP
	-a proteção de topos de morros ocorre nos casos em que os mesmos tenham na sua porção mais inclinada pelo menos uma inclinação de 17°.	- a proposta de lei pretende proteger topos de morros caso os mesmos atinjam uma inclinação mínima média de 25°.	Art. 4º, IX	-essa proposta de lei irá modificar significativamente as áreas protegidas, uma vez que atingir uma inclinação mínima média de 25° é extremamente raro no caso das montanhas brasileiras que não são muito inclinadas.
-diminuição em área: Reserva Legal	- o cômputo das Áreas de Preservação Permanente no cálculo da porcentagem das Reservas Legais é permitido apenas nas propriedades em que a soma das APPs e RLs excedem 80% da propriedade rural localizada na Amazônia, 50% das propriedades rurais localizadas em outras regiões do país e 25% das pequenas propriedades rurais.	-o cômputo das Áreas de Preservação Permanente no cálculo da porcentagem das Reservas Legais será permitido a todos os tipos de propriedade.	Art. 16	-perda generalizada de proteção em todas as propriedades, uma vez que existem diferenças quanto à função das APPs e RLs. Desse modo, será perdido o instrumento legal previsto como necessário ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção da fauna e flora nativas

-perda da proteção legal de toda a área protegida e diminuição do controle legal: anistia como perdão às multas dos proprietários que desmataram ilegalmente as áreas de proteção permanente	-o termo, "áreas rurais consolidadas" não é mencionado na lei atual. Ressaltamos que em 2008 houve apenas o melhoramento de mecanismos de controle, mas a regra de fato já existia desde 1998 (Lei de Crimes Ambientais) e já previa penalidades rigorosas para o não cumprimento da lei. Assim, essa data estipulada é contraditória.	-a inserção do termo "áreas rurais consolidadas" até 22 de julho de 2008, como data base de admissão de desmatamentos prévios.	Art. 3º, IV; Art. 60, § 5º; Art. 62	-isso irá permitir que áreas desmatadas permaneçam em estado de degradação, bem como perpetuar os problemas ambientais que essas áreas estão produzindo no momento, tais como a erosão e sedimentação nos canais dos rios. Além disso, os proprietários não serão obrigados a restaurá-las e as áreas poderão ser utilizadas para os mais diversos propósitos ao invés da conservação.
-perda da proteção legal de toda a área protegida: permissão de atividades danosas em Áreas de Preservação Permanente	-isso não é permitido, uma vez que cursos d'água e topos de morros são considerados como Áreas de Preservação Permanente.	-permissão de atividades agrossilvopastoris em Áreas de Preservação Permanente de modo geral	Art. 62	-essas atividades causam compactação do solo, erosão e assoreamento de rios.
-perda da proteção legal de toda a área protegida: manguezais	-não existe exceção para o caso de função ecológica comprometida, apenas em caso de utilidade pública.	-a remoção da vegetação de mangue será permitida caso sua função ecológica esteja comprometida. - Os apicuns e salgados podem ser utilizados em	Art. 8º, § 2º Art. 12 § 1º	- perda da proteção legal dos manguezais

		atividades de carcinicultura e salinas, desde que a área total ocupada em cada Estado não seja superior a 10% (dez por cento) dessa modalidade de fitofisionomia, no bioma amazônico, e a 35% (trinta e cinco por cento) nos demais, excluídas as ocupações consolidadas,		
-perda da proteção legal de toda a área protegida: encostas	-o desmatamento de encostas entre 25 e 45 graus não é permitido-	-serão permitidas atividades rurais consolidadas entre 25 e 45 graus.	Art.11	-o pastoreio nessas áreas é prejudicial, uma vez que provoca erosão e aumenta a chance de deslizamentos de terra.

*Mascia, M. B. & Pailler, S. 2011. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) and its conservation implications. Conservation Letters 4(1): 9-20 <http://www.nature.com/news/2011/111109/full/479160a/box/1.html>



Figure 1 - “Consolidated rural area” with July 22 of 2008 as a baseline for acceptance of previous deforestation, which will receive amnesty as a pardon of fines to a landowner, who has illegally deforested these protected areas. Hence, the environmental problems that these areas are now causing will be legally consolidated. The area can be used for several purposes such as farming, forestry and grazing activities instead of conservation. A) One of the biggest sugarcane mills in Brazil, in Piracicaba, São Paulo State, 2011. The river disappeared, as a consequence of erosion coming from agricultural area resulting in siltation the river channel. This mill is not in compliance with the environmental law concerning to Permanent Preservation Areas. B) Caraíva, Bahia State, 2006. Over degraded pasture that has lost their grass cover resulting in erosion. The soil erosion contributing to the silt load that enters in the river silted up his channel. C and D) Barra Bonita, São Paulo State, 2004. C) Eroded river bank due to the lack of riparian vegetation. D) The outcome is a river channel silted, thus in a day of heavy rains the river rises and floods the banks quickly. (Photos: Sergius Gandolfi)

Appendix S4 in Portuguese, which we provided a report about sanctioned law version, interim measure, and President's veto

PARECER SOBRE A VERSÃO FINAL DA LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012: A RECÉM APROVADA LEI FLORESTAL QUE PRECISA SER PROFUNDAMENTE REVISTA

Sumário

A maior parte da vegetação remanescente do país está localizada em terras particulares que abrigam 68% dessa cobertura vegetal¹. O Código Florestal é o principal instrumento que legisla sobre essa vegetação remanescente na propriedade privada, ditando regras tanto para conservação, como para uso sustentável dessa vegetação nativa. As modificações previstas na nova Lei Florestal², trazem grande prejuízo ambiental, uma vez que nesse parecer identificamos uma redução na proteção das vegetação remanescente, das áreas a serem restauradas e das áreas com elevada fragilidade ambiental que estão inseridas nas propriedades privadas brasileiras. Visando aliar os conhecimentos levantados pela academia com a política ambiental brasileira, detalharemos as consequências dessas alterações propostas na lei, tanto na conservação, como na restauração dos ecossistemas brasileiros. Para maiores detalhes das mudanças previstas e de suas consequências elaboramos um parecer sobre as deliberações parlamentares e do executivo que resultaram na versão sancionada da Lei Florestal. Podemos ressaltar que a referida nova lei terá como principais implicações:

- *Haverá uma diminuição do controle legal* previsto nos mecanismos de compensação e na retirada do poder do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA, além das modificações nas definições de áreas de pousio, que serão permitidas a qualquer

¹ G. Sparovek, G. Berndes, I. L. F. Klug, A. G. O. Barretto. 2010. Brazilian agriculture and environmental legislation: Status and Future Challenges. *Environmental Science & Technology* 44 (16): 6046–6053.

² Todo o processo legislativo com as deliberações parlamentares e do executivo que resultaram na versão sancionada da Lei Florestal (da Lei número 12.651, de 25 de maio de 2012) pode se visualizado na Figura 1, anexada ao final do documento.

propriedade, e. A compensação das Reservas Legais (RL) no mesmo bioma abrirá a possibilidade para aquisição de áreas de vegetação nativa em regiões distantes das que a vegetação nativa foi ilegalmente removida, em função de valores menores da terra. A retirada do poder do CONAMA dará poder aos estados (Conselho Estadual de Meio Ambiente - CEMA) para regular a remoção da vegetação nativa das Áreas de Preservação Permanente bem como reduzir Reservas Legais para até cinquenta por cento da propriedade da Amazônia Legal podendo resultar em diferentes decisões de acordo com cada Estado devido à influência de interesses políticos. No entanto, a obrigatoriedade do Cadastro Ambiental Rural (CAR), e o fato do CAR ser público, irá facilitar o controle pelos órgãos públicos (previamente sob o controle do CONAMA), bem como pela sociedade. A atribuição das “áreas de pousio” a todos os tipos de propriedades rurais generaliza o emprego dessa técnica que é relacionada ao uso de solo por produtores familiares ou de população tradicional.

- *Nas disposições transitórias, haverá redução do tamanho da área a ser protegida e recuperada na forma de Reserva Legal (RL) e Áreas de Preservação Permanente (APPs).* Prevemos essa diminuição em área, resultado da (1) não exige restaurar RL em imóveis com área de até 4 módulos fiscais, que possuam remanescente de vegetação nativa em percentuais inferiores ao previsto pela Lei, sendo que a RL será constituída com a área ocupada com a vegetação nativa existente até 22/07/2008, (2) dispensa de recomposição de RL em áreas que se tenham consolidado em conformidade com a lei em vigor à época em que ocorreu a supressão, (3) permissão permanente do uso de espécies exóticas na restauração em 50% da RL de todas as propriedades, Além disso, (4) as áreas ripárias e das nascentes a serem restauradas em áreas consolidadas sofrerão uma diminuição significativa na largura da faixa prevista que deveria ser de APP. No caso, a diminuição das metragens a serem restauradas nas APPs de propriedades de até 4 módulos fiscais abrangerá 90% dos imóveis rurais que ocupam 25% da área total de imóveis³. Para as propriedades de 4-10 módulos, haverá a redução da restauração para 20m em rios de até 10 m de largura. Para as nascentes, a restauração passou do raio de 50 para 15 metros. Adicionalmente, essa faixa de recuperação é prevista apenas para nascentes e olhos d'água perenes, deixando desprotegidos por completo aqueles que forem intermitentes. (5) Citamos também as

³ IBGE, Censo Agropecuário 2006. (IBGE, Rio de Janeiro, RJ, 2007), pp. 146.

modificações na forma de se estabelecer APPs ao longo de cursos d'água a partir do leito regular e não no leito maior sazonal, o que reduz drasticamente a proteção da faixa ciliar contra o assoreamento, (6) a marcante redução de proteção de topos de morro, , por fim, (7) a permissão de redução da vegetação da RL de 80 para 50% da área da propriedade nos casos dos estados Amazônicos, que têm mais do que 65% de Terras Indígenas e Unidades de Conservação.

- *Prevemos a perda da proteção legal de toda a área que deveria ser protegida*, pois a nova Lei permite, (1) a todos os tipos de propriedade, o cômputo das Áreas de Preservação Permanente no cálculo da porcentagem das Reservas Legais, implicando em perda generalizada de proteção ambiental das RLs em todas as propriedades (antes isso ocorria apenas em casos muito específicos, que raramente ocorriam). . (2) No caso dos mangues haverá perda de toda a área nos casos em que sua função ecológica estiver comprometida. (3) Perda de extensas áreas que deveriam ser compensadas como RL em áreas destinadas a empreendimentos de geração de energia elétrica.

- *Anistia a crimes ambientais*: a definição de atividades consolidadas em APP não considera as datas de modificação do Código Florestal (principalmente 1989, bem como a Lei de Crimes Ambientais de 1998), mas sim a data de 22 de julho de 2008, estabelecendo um período de quase 20 anos de impunidade. Além de permitir o uso continuado de áreas desmatadas em descumprimento à lei vigente antes da lei sancionada em 2012 e diminuir a recuperação dessas áreas, o projeto de lei prevê ainda a suspensão das multas impostas nesses casos, após a assinatura do termo de compromisso do Programa de Regularização Ambiental. A consolidação do uso de Áreas de Preservação Permanente viola o princípio da igualdade de direitos previsto na Constituição Federal de 1988, uma vez que os proprietários que não desmataram e cumpriram a legislação terão que preservar faixas ciliares mais largas do que aqueles que não cumpriram a lei.

Considerando o direito fundamental ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, previsto constitucionalmente, e diante das considerações mencionadas anteriormente,

concluímos que a nova lei traz profundo retrocesso na proteção ambiental, havendo necessidade urgente de rever seu conteúdo à luz do conhecimento técnico e científico.

Parecer sobre os vetos, a versão final da **Lei No 12.651, de 25 de maio de 2012**, a Medida Provisória No-571, de 28 de maio de 2012, pelo Projeto de Lei de Conversão nº 21, de 2012, aprovado na Câmara dos Deputados dia 18 e pelo Senado dia 25 de setembro de 2012 e que, após vetos, foi sancionado na forma da Lei No 12.727, de 17 de outubro de 2012:

- **Ponto negativo.** **Veto** do Art. 1º - volta ao Art 1º que havia sido aprovado no Senado, pois da forma como a Câmara havia aprovado, falhava pela ausência de princípios e normas gerais. Reafirma com normas gerais com o fundamento central da proteção e uso sustentável das florestas e demais formas de vegetação nativa. A Medida Provisória 571 e o veto retomam o texto aprovado na Câmara, o qual era mais detalhado sobre os princípios e normas gerais. Porém, o **Projeto de Lei de Conversão nº 21 e na versão sancionada da Lei No 12.651** exclui o princípio de que as florestas e demais formas de vegetação do país são um bem de interesse comum aos brasileiros e de que as propriedades rurais têm função estratégica na recuperação e manutenção da vegetação nativa com vistas à própria sustentabilidade da produção agropecuária.

- **Ponto negativo.** No Art.3º manteve-se a definição de área rural consolidada (inciso IV), como sendo como *área de imóvel rural com ocupação antrópica pré-existente a 22 de julho de 2008*. Com a aprovação desta definição e posteriores regulamentações haverá a permissão de uso antrópico em Áreas de Preservação Permanente. A partir desta definição a **anistia** como perdão às multas administrativas dos órgãos ambientais aos proprietários que desmataram ilegalmente as Áreas de Preservação Permanente será aceita. Todas as multas existentes ficarão suspensas com a assinatura do Termo de Adesão e Compromisso ao Programa de Regularização Ambiental. O prejuízo aos cofres públicos do não pagamento dessas multas será na faixa dos bilhões de reais. O termo, “áreas rurais consolidadas” não é mencionado no Código Florestal vigente anteriormente. Ressalta-se que em 2008, houve apenas o melhoramento de mecanismos de controle; porém, as penalidades para tal infração já eram previstas desde 1998 (Lei de Crimes Ambientais – Art. 38) determinando detenção

em casos de constatação de destruição ou danificação da floresta considerada de preservação permanente, mesmo que em formação, ou utilizá-la com infringência das normas de proteção. Como muitas áreas incluídas na categoria de consolidada foram desmatadas em descumprimento à legislação vigente na época da infração, ao invés do dano ambiental ter trazido algum tipo de problema ao responsável, como sanções administrativas, civis e penais, conforme já previsto pela Lei de Crimes Ambientais, ele trouxe apenas benefícios, numa demonstração clara não só de impunidade, mas também de estímulo à degradação e descumprimento das normas legais vigentes na época da infração. Dessa forma, aplicando-se o mecanismo das áreas rurais consolidadas, os infratores deixam de responder legalmente pelo dano, desobrigam-se de boa parte da necessidade de reparação do dano e ainda se beneficiam da continuidade do uso dessas áreas para a produção. É importante ressaltar que muitas dessas áreas ainda apresentam resiliência suficiente para restabelecer a vegetação nativa caso o regime de uso do solo seja suprimido, o que permitiria mitigar o dano ambiental sem grandes investimentos. Além disso, a definição de áreas consolidadas como sendo aquelas de “ocupação antrópica” (e não de conversão da vegetação nativa) anterior a 22 de julho de 2008, inclui implicitamente como tais áreas de vegetação nativa com fisionomias abertas utilizadas há muito tempo com atividades pastoris, o que em tese desobrigaria sua inclusão em áreas de preservação permanente. O ideal seria considerar as datas de publicação de instrumentos legais vigentes na época para os casos específicos. A Lei 7.771, de 1965, que estabeleceu o Código Florestal, na sua definição inicial atribuía APPs de 5 m para os rios com menos de 10 m de largura, o que só foi alterado com a Lei nº 7.511, de 1986, que definiu APPs de 30 m para tais cursos d’água. Outra mudança histórica importante foi o aumento do percentual da RL na Amazônia Legal de 50% para 80%, por meio da Medida Provisória nº 2.166-66 de 2001. Assim, a data estipulada de 2008 é contraditória.

- **Ponto positivo, mas também negativo.** A Lei Florestal sancionada está organizada em disposições permanentes e transitórias. As disposições permanentes serão aplicadas para áreas novas (expansão futura da fronteira agrícola) e nas propriedades que mantiveram a vegetação seguindo as metragens do Artigo 4, similares ao previsto pelo Código de 1965, o que é positivo. As disposições transitórias irão tratar da regularização das APPs e RLs nas propriedades que suprimiram vegetação nativa de forma irregular até 22 de julho de 2008.

Desse modo, o ponto negativo é que, para regularizar essas áreas que têm passivo de APPs (antes de 22 de julho de 2008), é permitida a restauração em metragens inferiores às estabelecidas no artigo 4º, independente da largura do rio. Assim, a redução na obrigatoriedade de recuperação de parte das faixas marginais contempla os imóveis de até 4 módulos fiscais os quais correspondem a 90% dos imóveis rurais e ocupam 23% da área total de imóveis⁴. A quase inclusão da flexibilização da recuperação obrigatória de 15 metros para os médios produtores rurais (entre 4 e 15 módulos fiscais) que era prevista pelo **Projeto de Lei de Conversão nº 21**, iria contemplar 97% dos imóveis e 43% da área total dos imóveis⁴. Porém, o governo vetou esta mudança, no dia 17 de outubro de 2012, voltando a chamada “escadinha” da recuperação, neste caso dos médios produtores entre 4 e 10 módulos a restauração obrigatória é de 20 metros, nos cursos d’água de até 10 metros (incluído pelo Decreto nº 7830) e acima de 10 módulos, um mínimo de 30 metros e máximo de 100m (extensão correspondente à metade da largura do curso d’água), sendo assim, metragem da recuperação será proporcional ao tamanho da propriedade. O problema desta medida de “escadinha” é que a decisão é baseada no tamanho da propriedade e não na importância da largura da faixa ciliar em relação à largura do rio nas propriedades menores de 10 módulos.

- **Ponto negativo.** **Veto** do inciso XI do Art.3º. A Presidente da República vetou o que era considerado pousio segundo aprovado pela Câmara, que não estipulava tempo nem porcentagem de área ocupada para a prática, voltando ao texto do Senado que determina pousio como sendo a prática de interrupção temporária de atividades agrícolas, pecuárias ou silviculturais, para possibilitar a recuperação da capacidade de uso do solo (*por no máximo 5 (cinco) anos, em até 25% (vinte e cinco por cento) da área produtiva da propriedade ou posse*). Após o **Projeto de Lei de Conversão nº 21 (sancionada na Lei nº 12.727)**, retirou-se o limite de 25% da área da propriedade que poderia ser realizada a prática do pousio, sendo, deste modo, agora liberada para toda a área da propriedade. Porém, pela lei de 1965, “áreas de pousio” eram atribuídas apenas para pequena propriedade ou posse rural familiar ou de população tradicional. Assim, este termo era empregado em áreas onde o plantio ocorre em sistemas de rotação de culturas, um método de uso de solo praticado por produtores familiares ou de população tradicional. A inclusão

⁴ IBGE, Censo Agropecuário 2006. (IBGE, Rio de Janeiro, RJ, 2007), pp. 146.

generalizada desse termo para qualquer tipo de propriedade irá deturpar o método, uma vez que o sistema de pousio é pouco utilizado atualmente na agricultura brasileira, uma vez que o cultivo permanente e intensivo do solo é predominante. Ademais, extensas áreas de RL e APP foram abandonadas nos últimos anos a fim de promover a adequação ambiental das propriedades rurais ao Código Florestal de 1965. Conseqüentemente, essas áreas encontram-se em processo de regeneração inicial. Desse modo, a consideração de áreas abandonadas como em sistema de pousio (Art. 3º, IV), possibilitará às empresas agropecuárias e proprietários rurais “reaverem” essas áreas que atualmente estão destinadas à conservação. Essa mudança implica retrocesso no que concerne à proteção de áreas ambientalmente frágeis e ao planejamento do uso do solo e na propriedade rural. O mais preocupante, é que a **Lei sancionada (12.651)** excluiu o conceito de área abandonada, agravando ainda mais a situação de áreas em regeneração.

- **Ponto negativo.** A essência do problema da Lei Florestal proposta permanece. No artigo 3º, Parágrafo único *Para os fins desta Lei, estende-se o tratamento dispensado aos imóveis a que se refere o inciso V (pequena propriedade ou posse rural familiar) deste artigo às propriedades e posses rurais com até 4 (quatro) módulos fiscais que desenvolvam atividades agrossilvipastoris (...).* Esta definição passa a ser referida de acordo com o tamanho da propriedade, sendo pequenas propriedades aquelas de 1 a 4 módulos fiscais, o que depende da localização do município em que está situada a propriedade rural, podendo atingir o tamanho de até 440 hectares. A definição baseada no tamanho não ocorria no Código Florestal de 1965 que definia *pequena propriedade rural ou posse rural familiar aquela explorada mediante o trabalho pessoal do proprietário ou posseiro e de sua família, admitida a ajuda eventual de terceiro e cuja renda bruta seja proveniente, no mínimo, em oitenta por cento, de atividade agroflorestal ou do extrativismo.* É importante notar que as especificações do Capítulo XII da Agricultura Familiar, da nova Lei Florestal, irão abranger as pequenas propriedades que serão baseadas no tamanho e que não são áreas necessariamente destinadas à agricultura familiar.

- **Ponto negativo.** A designação das Áreas de Preservação Permanente será contabilizada a partir da calha regular, prevista no parágrafo 1º do artigo 4º, o qual modifica este cômputo, que, conforme prevê a lei vigente anteriormente, deveria ser iniciado a partir do leito

sazonal. Prevemos com isso, a redução drástica da proteção dos rios, comprometendo ainda mais a já crítica disponibilidade de água em algumas regiões do Brasil. Além disso, regiões sujeitas à ampla variação sazonal dos leitos dos rios, como a Amazônia e o Pantanal terão suas vegetações ciliares comprometidas e significativamente reduzidas. Com a aproximação das faixas de APP em relação aos cursos d'água, considerando-se o leito regular dos mesmos, verifica-se que a ocupação de áreas circundantes aos cursos d'água será permitida e regularizada, aumentando as chances de desastres ambientais causados por alagamentos, conforme amplamente já observado em todas as regiões do país.

- **Ponto negativo.** O Projeto de Lei de Conversão nº 21 modifica o conceito de Área de Preservação Permanente que ao invés de ser *as faixas marginais de qualquer curso d'água natural* passa a ser apenas para aqueles que sejam *perenes e intermitentes, excluídos os efêmeros* (Art. 4º, I). A ausência de preservação da vegetação do entorno de rios efêmeros irá propiciar uma diminuição da probabilidade de reaparecimento d'água aumentando a chance de desertificação nessas áreas. Estes rios efêmeros têm importante papel na preservação da biodiversidade de peixes, por exemplo, que pode superar os valores de rios permanentes e temporários em certas épocas do ano⁵. Além disso, é importante ressaltar que um rio temporário em anos úmidos pode tornar-se um rio efêmero em anos secos⁶.

- **Ponto negativo.** O inciso IX, do Art. 4º, resultará em uma diminuição significativa da proteção de APP de topos de morro que atualmente são regulamentados pela resolução CONAMA 303 de 2002. Na legislação vigente anteriormente, era definido que 50 metros é a altura mínima das montanhas que deveriam ter topos de morro preservados. A lei sancionada muda a altura mínima para 100 m. Além disso, na legislação vigente antes da lei sancionada a proteção de topos de morros ocorre nos casos em que os mesmos tenham na sua porção mais inclinada pelo menos uma inclinação de 17°. Porém foi sancionada a mudança para que os mesmos atinjam uma inclinação mínima **média** de 25°. Essa alteração resulta na perda generalizada de proteção desse tipo de APP, uma vez que aumenta a altura mínima dos morros bem como define inclinação mínima média de 25°, o que é

⁵ Maltchik, L. Ecologia de rios intermitentes tropicais. 1999. In: M.L.M. Pompeo (Ed.). Perspectivas da Limnologia no Brasil. São Luís: Gráfica e editora União, p.77-89.

⁶ Maltchik, L. 1996. Perturbação hidrológica e zona hiporrêica: Bases fundamentais para pesquisas nos rios temporários do Semi-Árido brasileiro. Revista Nordestina de Biologia, 11: 1-13.

extremamente raro no caso das montanhas brasileiras que não são muito inclinadas. Apesar dessa perda ocorrer em 4,5% do território nacional⁷, a drástica diminuição da proteção dos topos de morro terá consequências graves no aumento de deslizamento de terras que serão carregadas podendo contribuir com o aumento de aporte de substrato causando assoreamento dos rios. A falta de proteção dessas áreas pela vegetação nativa e a continuidade do uso agrícola resultará certamente em maior instabilidade geológica do relevo e propensão a grandes deslizamentos de terra, criando condições propícias a desastres ambientais similares aos observados recentemente na região serrana do Rio de Janeiro.

- **Ponto positivo.** Foi **vetado** o § 3o do Art. 4º: *Não é considerada Área de Preservação Permanente a várzea fora dos limites previstos no inciso I do caput, exceto quando ato do poder público dispuser em contrário, nos termos do inciso III do art. 6º, bem como salgados e apicuns em sua extensão.* Desse modo, os apicuns e salgados passam a ser considerados APP.

- **Ponto negativo.** O § 4o do Art. 4º prevê que *nas acumulações naturais ou artificiais de água com superfície inferior a 1 (um) hectare, fica dispensada a reserva da faixa de proteção prevista para lagos e lagoas naturais e reservatórios d'água artificiais.* A ausência de vegetação nestes casos irá aumentar a probabilidade de assoreamento dos mesmos, pois o processo de assoreamento não deixará de ocorrer apenas pelo fato dessas acumulações de água serem de pequena extensão.

- **Ponto positivo.** O **Projeto de Lei de Conversão nº 21** reintroduz no inciso XXVII do Art.4º a definição de crédito de carbono como sendo *título de direito sobre bem intangível e incorpóreo transacionável.* A reincorporação deste termo na Lei irá favorecer este mercado que é uma forma de incentivo à conservação e restauração da vegetação.

- **Ponto neutro.** No texto da Câmara, os parágrafos 7º e 8º (Art. 4º) foram **vetados**, tornando-se os parágrafos 9º e 10º da Medida Provisória, mas que apenas mudaram de lugar com alteração da redação do texto, onde se especifica o que se entende por área urbana: *assim entendidas as compreendidas nos perímetros urbanos definidos por lei municipal, e nas regiões metropolitanas e aglomerações urbanas.*

⁷ Sparovek, G., Barretto, A.G.O.P., Klug, I.L.F., Papp, L., Lino, J., 2011. A revisão do Código Florestal brasileiro. *Novos Estudos - CEBRAP* 89: 111–135.

- **Ponto positivo.** Com o parágrafo 3º, do Art. 7, somente após a recuperação da área degradada, o proprietário poderá pedir licenciamento perante o Órgão Ambiental para novas supressões de vegetação nativa em áreas permitidas, ou seja, fora de APP e de Reserva Legal. Por isso é muito positivo, pois vincula novas supressões que poderiam ser autorizadas à obrigação de recuperar.
- **Ponto negativo.** O parágrafo 2º, do Art. 8º, prevê *a intervenção ou a supressão de vegetação nativa em locais onde a função ecológica do manguezal esteja comprometida, para execução de obras habitacionais e de urbanização, inserida em projetos de regularização fundiária de interesse social, em áreas urbanas consolidadas ocupadas por população de baixa renda.* Na lei vigente desde 1965, não existe exceção para o caso de função ecológica comprometida, apenas em caso de utilidade pública. Isso irá estimular a degradação de manguezais conservados próximos de obras habitacionais e de urbanização com intuito de especulação imobiliária, urbanização, e outras atividades de alto impacto (p.ex., carcinicultura, extração de sal). Com isso, nessas áreas mencionadas, serão permitidos **desmatamentos por lei**. Os manguezais são áreas de extrema importância ecológica e que deveriam ser recuperados.
- **Ponto negativo.** Pela lei vigente desde 1965 (Art.10), já era prevista a não permissão do desmatamento de encostas entre 25 e 45 graus, pois são áreas mais suscetíveis a erosão . O Art. 11, aprovado dia 25 de maio, permite a continuidade de atividades agrossilvipastoris nessas áreas.
- **Ponto negativo.** A Medida Provisória 571 retoma o capítulo que regulamenta as atividades desenvolvidas nos apicuns e salgados, que havia sido aprovado no Senado e rejeitado na Câmara. Assim, na Lei 1.2651, o parágrafo 6º (Art.11-A) assegura a regularização *das atividades e empreendimentos de carcinicultura e salinas cuja ocupação e implantação tenham ocorrido antes de 22 de julho de 2008, desde que o empreendedor, pessoa física ou jurídica, comprove sua localização em apicum ou salgado e se obrigue, por termo de compromisso, a proteger a integridade dos manguezais arbustivos adjacentes.* O Artigo 11-A (§1º, I) permite a utilização de novas áreas de apicuns e salgados em um teto máximo sendo: *área total ocupada em cada Estado não superior a 10% (dez por cento) dessa modalidade de fitofisionomia no bioma amazônico e a 35%*

(trinta e cinco por cento) no restante do País, além das áreas ocupadas com *atividades e empreendimentos de carcinicultura e salinas cuja ocupação e implantação tenham ocorrido antes de 22 de julho de 2008*. Ou seja, nos estados em que grande parte dessas formações dentro do ecossistema de manguezal já esteja comprometida como sendo “áreas consolidadas”, ainda poderá ocorrer uma ampliação dessa ocupação em um máximo de 10% ou 35% da área restante. Vale ressaltar que essas atividades desenvolvidas nos apicuns e salgados são degradantes tanto do ponto de vista ambiental, quanto social.

- **Ponto positivo, mas com ressalvas.** O parágrafo 1º (Art. 12) assegura que os proprietários de *imóvel rural, a qualquer título, inclusive para assentamentos pelo Programa de Reforma Agrária*, não poderão dividir a propriedade objetivando alcançar o tamanho de um módulo fiscal, a fim de apresentar, desse modo, privilégios específicos para este tamanho de propriedade. Porém, ressaltamos que fracionamentos, com esses objetivos, realizados após o período em que este referido projeto de Lei foi apresentado no Congresso (julho de 2010), deverão ser fiscalizados e punidos.

- **Ponto negativo.** O parágrafo 4º do Art. 12 permitirá que as áreas de Reserva Legal em estados amazônicos sejam reduzidas, para fins de recomposição, de 80 para 50% da área da propriedade naqueles estados cuja área de Unidades de Conservação e de Terras Indígenas abranjam mais de 50% do território. Atualmente, essa situação ocorre no Amapá e Roraima está próximo a atingir esses valores⁸.

- **Ponto negativo.** No Código Florestal vigente (desde 1965) antes da lei sancionada não existiam exceções específicas para empresas públicas especializadas na exploração de potencial de energia hidráulica conforme o previsto no parágrafo 7º do artigo 12 da Lei Florestal sancionada. Inúmeros projetos serão instalados para a construção de hidrelétricas. Por exemplo, 71 futuras hidrelétricas estão previstas até 2017, tais como 15 na bacia Amazônica, 13 na do Tocantins-Araguaia, 18 na do rio Paraná e 8 no rio Uruguai⁹. A implementação dessas hidrelétricas resultará no desmatamento de vastas áreas. A

⁸ Veríssimo, A., Rolla, A., Vedoveto, M. & Furtada, S. de M. 2011. Áreas Protegidas na Amazônia Brasileira: avanços e desafios. Belém/São Paulo: Imazon e ISA. P. 87.

⁹ Portal Brasil: a matrix energética, disponível em: <http://www.brasil.gov.br/cop/panorama/o-que-o-brasil-esta-fazendo/matrix-energetica>; mapa disponível em: <http://www.nature.com/news/2011/111109/full/479160a/box/1.html>

desobrigação de constituir a compensação da perda dessas RLs, principalmente no que se refere à Amazônia, a qual deveria ter 80% da propriedade destinada a ser RL, significa uma perda expressiva da cobertura florestal, uma vez que a área perdida não será mais compensada.

- **Ponto negativo.** Na lei vigente (desde 1965) antes da lei sancionada, somente o Conselho **Nacional** de Meio Ambiente - CONAMA tinha o poder de regular a remoção da vegetação nativa das Áreas de Preservação Permanente bem como reduzir Reservas Legais para até cinquenta por cento da propriedade da Amazônia Legal. Com o que prevê parágrafo 5º do Art. 12 da nova Lei Florestal, passa-se essa decisão para o Conselho **Estadual** de Meio Ambiente, retirando, assim, o que anteriormente era da competência do CONAMA. Essa mudança poderá resultar em diferentes decisões de acordo com cada Estado devido à influência de interesses políticos e particulares. A descentralização é uma boa opção caso a corrupção e interesses locais não venham na direção oposta dos objetivos de conservação, mas pode ser falha em países como o Brasil. Há também problemas devido à pequena participação civil e grandes diferenças entre os Estados, sendo que alguns podem ter mais influências conservacionistas, enquanto outros podem ser mais favoráveis a setores madeireiros e do agronegócio. Consequentemente, acreditamos que essa mudança poderá resultar na diminuição do controle legal por parte do governo.

- **Ponto negativo.** No Código vigente (desde 1965) antes da lei sancionada, o cômputo das Áreas de Preservação Permanente no cálculo da porcentagem das Reservas Legais era permitido apenas nas propriedades em que a soma das APPs e RLs excedessem 80% da propriedade rural localizada na Amazônia, 50% das propriedades rurais localizadas em outras regiões do país e 25% das pequenas propriedades rurais. Porém, na Lei sancionada, o caput do **artigo 15** prevê que o cômputo das Áreas de Preservação Permanente no cálculo da porcentagem das Reservas Legais **será permitido a todos os tipos de propriedade**, pois não menciona restrições à prática em relação aos tipos de propriedade. Isso implica em perda generalizada de proteção ambiental em todas as propriedades, uma vez que existem diferenças quanto à função das APPs e RLs. Embora essa junção não autorize novos desmatamentos, ela resulta na perda de um grande montante de áreas de baixa aptidão agrícola que poderiam voltar a ser cobertas com vegetação nativa na forma de RL,

principalmente em microbacias excessivamente convertidas em uso agrícola, onde a provisão de serviços ambientais essenciais para o bem-estar da sociedade já se encontra comprometida. O instrumento legal de RL é previsto como *necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção da fauna e flora nativas*. Desse modo, uma vez que RL e APP têm funções distintas, as mesmas não poderiam ser somadas. Ressaltamos ainda que, no inciso II do artigo 15, fica claro o grande impacto dessa mudança, pois isso será permitido para as APPs no caso em que *a área a ser computada esteja conservada ou em processo de recuperação*. Considerando que o texto aprovado prevê a restauração de todas as APPs, as quais estão em áreas consolidadas, todas estas poderão ser computadas na RL. Desse modo, grande será o impacto dessa mudança na redução de áreas de RL.

- **Ponto negativo.** Problemas no Art. 17 e 20 em relação às áreas de vegetação nativa não florestal. A definição de uso sustentável das áreas de Reserva Legal é incompleta e não contempla o uso sustentável de RL não florestal. No Art. 17: *A Reserva Legal deve ser conservada com cobertura de vegetação nativa pelo proprietário do imóvel rural, possuidor ou ocupante a qualquer título, pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado. § 1º Admite-se a exploração econômica da Reserva Legal mediante manejo sustentável, previamente aprovado pelo órgão competente do SISNAMA, de acordo com as modalidades previstas no art. 20 (...).* Art. 20. *No manejo sustentável da **vegetação florestal** da Reserva Legal, serão adotadas práticas de exploração seletiva nas modalidades de manejo sustentável sem propósito comercial para consumo na propriedade e manejo sustentável para exploração **florestal** com propósito comercial.* O Art. 20 se refere somente à vegetação florestal. Os demais artigos (21-24) na mesma Seção II *Do Regime de Proteção da Reserva Legal* também mencionam apenas vegetação florestal ou exploração florestal. É lamentável que tenha sido sancionado assim. No Art. 1º está explícito que a Lei Florestal estabelece normas gerais de proteção e uso sustentável das florestas e demais formas de vegetação nativa. Porém, ao definir que o uso sustentável deve ser *de acordo com as modalidades previstas no Art. 20 impede* que se apliquem legalmente outras modalidades de uso sustentável de vegetação não florestal. Além disso, reproduz o senso comum de que a Reserva Legal é apenas para florestas, e que se não tem cobertura

florestal deveria tê-la através do plantio de floresta. Há evidências sólidas indicando que a exclusão do pastejo não é a melhor opção para conservar ecossistemas campestres do bioma Pampa¹⁰ e dos encaves campestres no bioma Mata Atlântica . Além disso, a exclusão do pastejo combinada com a supressão de queimadas aumenta os riscos de queimadas catastróficas. Um manejo pastoril adequado tem efeito positivo tanto na biodiversidade como na produtividade pecuária em campos nativos do sul do Brasil¹¹. A omissão em relação à vegetação não florestal também se manifesta nos seguintes artigos: Art 17: § 3o *É obrigatória a suspensão imediata das atividades em Área de Reserva Legal desmatada irregularmente após 22 de julho de 2008.* Ou seja, a lei é omissa quanto às áreas de vegetação não florestal que foram suprimidas e convertidas em outros usos após 22/07/2008. O Art. 26, limita a supressão de vegetação nativa ao exigir autorização prévia, porém, os parágrafos do mesmo artigo mencionam apenas o contexto florestal e no §4º inciso IV é exigido que se informe no requerimento de autorização *o uso alternativo da área a ser desmatada.* Ou seja, como não há propriamente um "desmatamento" quando se converte, por exemplo, campos nativos em silvicultura, não será necessário informar o uso alternativo. A lei poderia ter definido mais claramente que deveria ser informado *o uso alternativo da área a ser convertida.* Art. 29 *É criado o Cadastro Ambiental Rural - CAR (...) e combate ao desmatamento.*" Aqui também, a lei não diz explicitamente que a base de dados do CAR servirá para o combate à conversão de vegetação nativa em outros usos. Vários outros artigos (Art. 41 §1 II, III, Art. 42, Capítulo XI "Do controle do Desmatamento", Art. 51 caput e §1, Art. 66 §7, Art. 17 §3), em que ao invés de "desmatamento" a lei deveria se referir a "conversão para uso alternativo do solo", como a própria lei define no seu Art. 3º VI.

- **Ponto positivo.** O parágrafo 3º e 4º do artigo 17 exige recuperação de RLs apenas para as que tiveram a vegetação nativa suprimida após 2008 sem prejuízo das sanções administrativas, cíveis e penais cabíveis. Isto facilitará a penalização daqueles que suprimiram vegetação nativa a fim de serem beneficiados na iminência da aprovação da lei.

¹⁰ Overbeck, G.E.; Müller, S.C.; Fidelis, A.; Pfadenhauer, J.; Pillar, V.D.; Blanco, C.C.; Boldrini, I.I.; Both, R. & Forneck, E.D. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian *Campos*. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116.

¹¹ Pillar, V.D.; Müller, S.C.; Castilhos, Z.; Jacques, A.V.A. (Org.) 2009. Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 403p.

Porém, ressaltamos que fiscalização a fim de constatar supressão desde há 4 anos atrás deverá ser rígida.

- **Ponto positivo.** **2 vetos**, do dia 25 de maio de 2012, dos parágrafos 1º e 2º do artigo 26. Estes vetos retiram a especificidade da supressão de vegetação por órgãos municipais.

- **Ponto positivo.** O Art. 26 exige autorização prévia do órgão ambiental estadual para a supressão de vegetação nativa, não somente de vegetação florestal, e que o imóvel esteja cadastrado no Cadastro Ambiental Rural (CAR), sendo obrigatória a inscrição no CAR para todas as propriedades rurais em até um ano após a publicação da Lei (Art. 29, parágrafo 3º).

- **Ponto positivo.** O Art. 29 prevê a obrigatoriedade de inscrição no Cadastro Ambiental Rural (CAR) no formato de *registro público eletrônico de âmbito nacional (...) compondo base de dados para controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico e combate ao desmatamento*.

- **Ponto positivo.** Sancionado o Capítulo IX (Art. 38, II, III) em que aparece uma especificação muito importante em casos especiais para o uso de fogo, como para manejo em Unidades de Conservação, a exemplo da necessidade desse manejo em áreas como o ocorre no Parque Nacional das Emas, bem como com intuito desse uso para pesquisas científicas.

- **Ponto negativo.** **Veto** do artigo 43. Este veto total protege o setor das hidrelétricas de modo evidente. O que causa surpresa é o fato deste artigo ter sido aprovado no Senado e na Câmara, mas ter sido vetado pela Presidente da República. Obviamente isso vai ao encontro ao interesse em preservar as 71 futuras hidrelétricas que estão previstas até 2017, conforme já mencionado. O artigo vetado: *Art. 43. As empresas concessionárias de serviços de abastecimento de água e de geração de energia hidrelétrica, públicas e privadas, **deverão investir na recuperação e na manutenção de vegetação nativa em Áreas de Preservação Permanente existentes na bacia hidrográfica em que ocorrer a exploração.** § 1º Aplica-se o disposto no caput, no caso de concessionárias de geração de energia hidrelétrica, apenas às novas concessões outorgadas a partir da data da publicação desta Lei, ou àquelas prorrogadas, devendo constar no edital de licitação, quando houver, a exigência dessa obrigação. § 2º A empresa deverá **disponibilizar em seu sítio na internet**, ou mediante*

publicação em jornal de grande circulação, prestação de contas anual dos gastos efetivados com a recuperação a manutenção de Áreas de Preservação Permanente, sendo facultado ao Ministério Público, em qualquer hipótese, fiscalizar a adequada destinação desses recursos. § 3º A empresa concessionária de serviço de abastecimento de água disporá de 180 (cento e oitenta) dias, contados da data da publicação desta Lei, para realizar as adaptações necessárias ao cumprimento do disposto neste artigo. Nota-se que pontos extremamente positivos apresentados neste artigo foram vetados pela Presidente da República, pontos que contribuiriam para a conservação e restauração de APPs, bem como dariam publicidade e transparência ao processo de implantação da restauração. Considerando que o motivo do veto foi de que as bacias muitas vezes abrangem várias unidades da federação e que a recuperação das mesmas não deveria ser uma regra, nova proposta, através da medida provisória que logo em seguida foi publicada, poderia ter sido feita, restringindo a obrigação da recuperação dentro a microbacia em que ocorrer a exploração.

- **Ponto positivo.** A aprovação do Capítulo X que apresenta o programa de apoio e incentivo à preservação e recuperação do meio ambiente que irão subsidiar a restauração e conservação através de mecanismos legais, além de valorizar os serviços ambientais.

- **Ponto positivo, mas com ressalvas.** O artigo 58 da Medida Provisória apresenta um conjunto de intenções onde o Poder Público pretende auxiliar programas, tais como o de recuperação de áreas de pequenas propriedades. Porém, o problema é como o artigo está escrito: *o Poder Público poderá instituir programa de apoio técnico e incentivos financeiros, podendo incluir medidas indutoras e linhas de financiamento para atender.* Porém, afirmamos que será necessária a priorização de políticas públicas para o comprometendo efetivo fim de atingir essas normas programáticas. O produtor rural terá papel fundamental nessas reivindicações.

- **Ponto positivo, mas com ressalvas.** Foi positiva a inclusão da palavra “obrigatória” nos dispositivos do artigo 61-A, da Lei nº 12.651, e do artigo 19, do Decreto nº 7830. Com isso, a recomposição da vegetação das faixas marginais dos rios, lagoas, lagos, nascentes e veredas para a ter caráter obrigatório. Porém, áreas rurais consolidadas que estiverem localizadas em APPs, tais como as áreas acima de 1800m, topos de morro, tabuleiros,

chapadas, restingas e encostas, não foram contempladas com regras de recuperação, como foi estabelecido nos casos de APPs ripárias, de nascentes, de lagos, lagoas e veredas.

- **Ponto negativo.** No Capítulo XIII, das disposições transitórias, foi **vetado o artigo 61, mas foi reapresentado na Medida Provisória**, renomeado em Art. 61-A. Aqui, conforme já especificado na carta aberta da SBPC e ABC¹², quando a vegetação original da faixa marginal for florestal, um dos pré-requisitos para o sucesso da restauração da mata ciliar é o isolamento do fator de degradação. Desse modo, **recuperar a faixa marginal concomitantemente com a utilização do espaço pelo gado na Mata Atlântica**, como fica de maneira generalizada permitido no caput deste artigo 61 e ressaltado no seu parágrafo 15 (*é autorizada a continuidade das atividades desenvolvidas nas áreas de que trata o caput*), impede os processos de recrutamento de mudas e regeneração da vegetação nesse bioma. Além disso, mesmo que o gado utilize a área após o estabelecimento das mudas, o pastoreio sobre os porvindouros regenerantes poderá comprometer o futuro da área restaurada, uma vez que após a morte das árvores não haverá indivíduos jovens para substituí-las. Com os parágrafos 1º, 2º, 3º e 4º do artigo 61-A, os quais obrigam a *recomposição das faixas marginais contados da borda da calha do leito regular* haverá uma alta probabilidade de perda de todo o plantio de restauração implantado nessas faixas ribeirinhas por comprometimento das mudas durante os períodos de inundação. A proposição de restauração nesses moldes em regiões sujeitas à ampla variação sazonal dos leitos dos rios, como no caso da Amazônia e do Pantanal, provavelmente comprometerá ainda mais a efetividade da restauração.

- **Ponto negativo.** O artigo 61-A **reduz significativamente**, em relação à legislação vigente (desde 1965) antes da lei sancionada, o tamanho das faixas de recuperação de APP onde for detectada a degradação, que nos rios passará a ser entre 5 e 100 metros, de acordo com o tamanho da propriedade, o que era entre 30 a 500 metros. Apesar do **Projeto de Lei de Conversão nº 21** ter modificado de 20 para 15 metros a recomposição dos imóveis de 4 até 15 módulos fiscais, incluindo nessa conta os proprietários de áreas entre 10 a 15 módulos, além de explicitar que só será aplicado em cursos d'água naturais, a Lei sancionada nº 12.727 volta a considerar a recomposição de propriedades entre 4 e 10 módulos a

¹² Disponível em: http://www.sbpnet.org.br/site/arquivos/carta_aberta.pdf, complementada pelo anexo disponível em: <http://www.sbpnet.org.br/site/arquivos/tabela.pdf>

recuperação de 20 metros. Assim, ficou estabelecido que esta recomposição das APPs não poderá ultrapassar 10% da área total do imóvel em propriedades de até 2 módulos, 20% entre 2 a 4 módulos, tendo sido vetado o inciso II (Art.61-B da Lei nº 12.727) que previa a recomposição em até 25% nas propriedades entre 4 e 15 módulos fiscais, exceto na região da Amazônia Legal. No caso das nascentes, além de ser permitido a *manutenção de atividades agrossilvipastoris* em áreas consolidadas, a MP 571 diminuiu a recuperação para um raio entre 5 a 15 metros, anteriormente previsto pela legislação vigente para um raio de 50m, mas que **Projeto de Lei de Conversão nº 21** (incluído pela Lei nº 12.727) passa a ser de um raio de 15 metros independentemente do tamanho da propriedade. Adicionalmente, a Medida Provisória sancionada pela Presidente da República, modificou a definição de APPs no entorno das nascentes e dos olhos d'água abrangendo apenas os casos em que os mesmos são **perenes** (Art. 4º, IV), sendo que tal especificação não havia sido aprovada nem na Câmara e nem no Senado. Além disso, a faixa de recuperação é prevista apenas para corpos d'água maiores do que 1 ha (§ 4º), excluindo pequenas lagoas. Trata-se de uma falha grave da legislação, pois nascentes e olhos d'água intermitentes são muito comuns justamente em regiões que enfrentam maiores problemas de escassez de água, de forma que sua recuperação deveria ser prioritária, ao invés de desobrigada. A redução da faixa de restauração nas margens dos rios pode ser exemplificada com um plantio com espaçamento 3x2 metros, sendo que a proposta de restaurar 15 metros equivale a uma faixa ciliar marginal com uma fileira de apenas 5 árvores. Nessa situação, os efeitos de borda irão afetar o sucesso da restauração e mais ainda o processo de manejo adaptativo que geralmente é demandado nessas áreas, podendo até inviabilizá-lo. Vale ressaltar que matas ciliares largas (>100m) abrigam mais espécies exclusivas e clímax, e não apenas as espécies resistentes à cheia que estão mais associadas a matas ciliares estreitas (20 a 50m)¹³. Considerando a descrição, a redução do tamanho da área a ser restaurada nas APPs irá comprometer o cumprimento das funções apresentadas no Art 3º, inciso 3º, que referem-se a descrição de APP como sendo a de *área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas*. Faixas ciliares estreitas,

¹³ Metzger, J.P.; Bernacci, L.C.; Goldenberg, R. 1997. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil). *Plant Ecology* 133: 135–152.

conforme o publicado na Medida Provisória No-571, de 28 de maio de 2012, não terão a capacidade de cumprir a função de preservar a estabilidade biológica, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, uma vez que faixas estreitas apresentam grande efeito de borda, o que dificultará a manutenção do equilíbrio dessa vegetação em processo de restauração. Considerando que a quantidade de deposição de sedimento em uma vegetação ripária é determinada em função de sua largura, foi calculado que a largura ótima da faixa ciliar com maior eficiência na retenção de sedimentos seria de 52 metros¹⁴. Ademais, recente revisão¹⁵ indicou que as faixas de 30 metros de APP indicadas pela legislação vigente (desde 1965) antes da lei sancionada deveriam ser ampliadas para pelo menos 50 metros, exemplificando que as metragens aprovadas pela nova lei estão longe dos valores recomendados pelos estudos científicos. Além disso, a consolidação do uso de Áreas de Preservação Permanente **viola o princípio da igualdade de direitos** previsto na Constituição Federal de 1988, uma vez que os proprietários que não suprimiram vegetação nativa e cumpriram a legislação terão que preservar faixas ciliares mais largas do que aqueles que não cumpriram a lei.

- **Ponto negativo.** O Artigo 63 prevê que será *admitida a manutenção de atividades florestais, culturas de espécies lenhosas, perenes ou de ciclo longo* apresentado no parágrafo 1º em encostas, tabuleiros, chapadas, topos de morro, áreas em altitude superior a 1.800 metros, as quais são consideradas Áreas de Preservação Permanente e ainda completa § 1o *O pastoreio extensivo nos locais referidos no caput deverá ficar restrito às áreas de vegetação campestre natural ou já convertidas para vegetação campestre.* No caso de imóveis menores que 4 módulos fiscais, nas encostas também é admitida a *consolidação de outras atividades agrossilvipastoris* (§ 3o). O pastoreio de vegetação campestre natural nessas áreas não seria um problema. O problema está na permissão do pastoreio nas áreas de topo e encostas desmatadas e convertidas em pastagens (incorretamente denominadas de “vegetação campestre”). A manutenção de culturas de espécies lenhosas e atividades florestais poderá ser ainda mais prejudicial nestas APPs, pois em algum momento haverá o corte. De qualquer maneira, há dois parágrafos nesse artigo que exigem boas práticas agronômicas e de conservação da água, o que deverá ser fiscalizado.

¹⁴ Sparovek, G.; Ranieri, S. B. L.; Gassner, A.; De Maria, I. C.; Schnug, E; Santos, R. F.; Joubert, A. 2002. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 90: 169–175,

¹⁵ Metzger, J.P. 2010. O Código Florestal tem Base Científica? *Natureza & Conservação* 8: 92-99.

- **Ponto negativo.** O caput do Art. 66 prevê que o proprietário que, antes de 2008, tenha suprimido vegetação nativa além do que seria permitido se tivesse averbado a RL, **PODERÁ** regularizar a situação, mas não será OBRIGADO pela lei. Agravando a situação, o artigo 66 não restringe o termo **poderá** a quais tipos de propriedades, abrindo essa brecha para todos os tipos de propriedades (de qualquer tamanho). Na legislação vigente até a lei sancionada, a exigência de restaurar as áreas de Reservas Legais era generalizada para todos os tipos de propriedades. Especialmente, no caso de pequena propriedade ou posse rural familiar ou de população tradicional, isto poderia ser feito pelo plantio de árvores frutíferas, espécies exóticas ou comerciais. Entretanto, a lei vigente anteriormente não fazia essa distinção de acordo com o tamanho da propriedade, mas de acordo com a renda familiar e uso tradicional da terra.

- **Ponto negativo.** O parágrafo 3º, do Art. 66, permite o **uso de espécies exóticas ou frutíferas em 50% da área de recuperação de RL** (inciso 2º, do parágrafo 3º), *cultivadas em sistema intercalar ou em consórcio com espécies nativas da região em sistemas agroflorestais* (Art. 54), sendo, desse modo, possível na restauração, o uso de 50% de espécies nativas e 50% de exóticas em toda a RL restaurada. O plantio de espécies exóticas na Reserva Legal, das propriedades de qualquer tamanho, era apenas permitido temporariamente pelo Código Florestal vigente (desde 1965) antes da lei sancionada. Esta mudança permitirá a todos os tipos de proprietários, o uso de espécies não nativas, que deveriam ser designadas como reserva de espécies nativas abrindo a possibilidade de uso de espécies potencialmente invasoras. Esse inciso deve ser regulamentado, ou mesmo deve ser objeto de um instrumento legal específico, a exemplo do adotado pelo Estado de São Paulo (Decreto nº 53.939, de 2009). Ainda ressaltamos que isso contradiz a própria definição de qual é a função da Reserva Legal: *promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa* (Art. 3º, III).

- **Ponto negativo.** Foi aprovado o uso de espécies exóticas para a recomposição de APPs em áreas consolidadas no artigo 61-A, inciso IV, do parágrafo 13º e que este uso se restringe às propriedades de até 4 módulos fiscais, sendo um *plantio intercalado de espécies lenhosas, perenes ou de ciclo longo, exóticas com nativas de ocorrência regional, em até 50% (cinquenta por cento) da área total a ser recomposta*. A permissão do plantio de espécies

lenhosas, perenes ou de ciclo longo, sendo nativas e exóticas não é compatível com a função das APPs de proteção da biodiversidade. O uso de espécies exóticas diminui a diversidade de espécies comprometendo o objetivo de proteção da biodiversidade. Apesar do **Projeto de Lei de Conversão nº 21** incluir o uso de espécies frutíferas no inciso V do 61-A a fim de liberar este uso para qualquer propriedade, o mesmo foi vetado em 17 de outubro de 2012. Este veto foi positivo, uma vez que a permissão para o uso de exóticas às propriedades de até 4 módulos fiscais representa uma em torno de 25% da área agrícola.

- **Ponto negativo.** Na lei vigente anteriormente, a compensação das áreas de Reserva Legal era exigida no mesmo ecossistema e na mesma microbacia ou o mais perto possível de onde ocorreu o desmatamento. Modificando-se para áreas no mesmo bioma, conforme prevê o inciso 2º sancionado, do parágrafo 6º, do Art. 66, abrirá a possibilidade para aquisição de florestas em regiões distantes das que a vegetação nativa foi ilegalmente removida ou degradada. O controle e fiscalização das áreas de compensação em outros Estados serão improváveis e inexecutáveis. Por exemplo, o bioma da Mata Atlântica abrange 17 dos 26 Estados brasileiros. Além disso, a variação no preço de terras provavelmente resultará na escolha da compensação de RL ser decidida de acordo com o preço da terra e não com o valor ambiental daquela área desmatada. Desse modo, terras mais baratas, mas que estão distantes da área onde houve o desmatamento, serão selecionadas, diminuindo a qualidade local da paisagem impactada. Estados com intenso uso agrícola, por exemplo, como São Paulo, têm menos áreas florestais remanescentes do que Estados como o Piauí, ambos no bioma da Mata Atlântica. Consequentemente caso a compensação para a ausência de RL em SP seja estabelecida no PI, isso irá manter os baixos níveis de cobertura florestal em SP, bem como o comprometimento dos serviços ecossistêmicos nessa região. Finalmente, isso irá reduzir drasticamente os incentivos à restauração de áreas de baixa aptidão agrícola, as quais poderiam ser restauradas aumentando, em geral, a qualidade da paisagem local. Esta medida terá grande influência na escala da paisagem, dificultando a possibilidade de atingir um limiar mínimo de 30% de cobertura nativa na paisagem a fim de conciliar a conservação biológica e o uso sustentável da terra¹⁶.

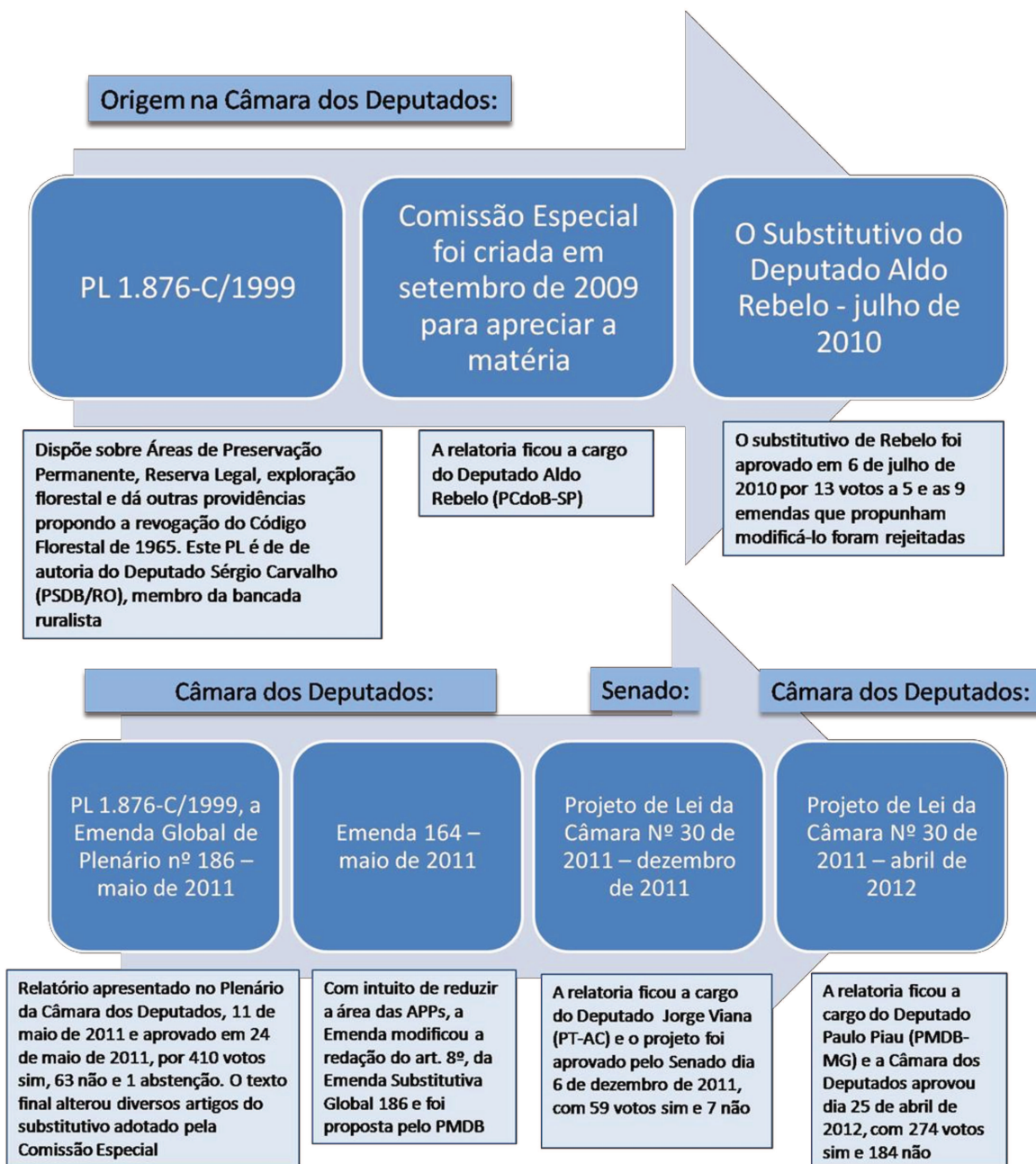
¹⁶ Metzger, J.P. 2010. O Código Florestal tem Base Científica? *Natureza & Conservação* 8: 92-99.

- **Ponto negativo.** O Art. 67 é um exemplo claro de **anistia**. *Nos imóveis rurais que detinham, em 22 de julho de 2008, área de até 4 (quatro) módulos fiscais e que possuam remanescente de vegetação nativa em percentuais inferiores ao previsto no art. 12, a Reserva Legal será constituída com a área ocupada com a vegetação nativa existente em 22 de julho de 2008, vedadas novas conversões para uso alternativo do solo.* Ou seja, se a propriedade não tinha RL e tinha apenas 1% de vegetação até aquele período, esse 1% de vegetação, passa por lei, a constituir a RL total daquela dada propriedade.
- **Ponto inócuo.** Considerando todo o exposto, o Art. 74 chega a ser inócuo. O artigo prevê que a *Câmara de Comércio Exterior - CAMEX é autorizada a adotar medidas de restrição às importações de bens de origem agropecuária ou florestal produzidos em países que não observem normas e padrões de proteção do meio ambiente compatíveis com as estabelecidas pela legislação brasileira.* Conforme o anteriormente discutido sobre esta legislação aprovada que é significativamente flexível, é provável que qualquer país poderá exportar para o Brasil.
- **Ponto negativo.** **Vetado** o Art. 77 que previa que *na instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente, será exigida do empreendedor, público ou privado, a proposta de Diretrizes de Ocupação do Imóvel, nos termos desta Lei, para apreciação do poder público no âmbito do licenciamento ambiental.* Segundo a Presidente da República, o artigo foi vetado por não deixar claro o que são essas diretrizes, "trazendo insegurança jurídica para os empreendedores", de acordo com a Presidente. Porém, isso facilmente seria corrigido apresentando as definições do que são Diretrizes de Ocupação do Imóvel através da Medida Provisória, assim como foram feitas novas especificações por meio da mesma.

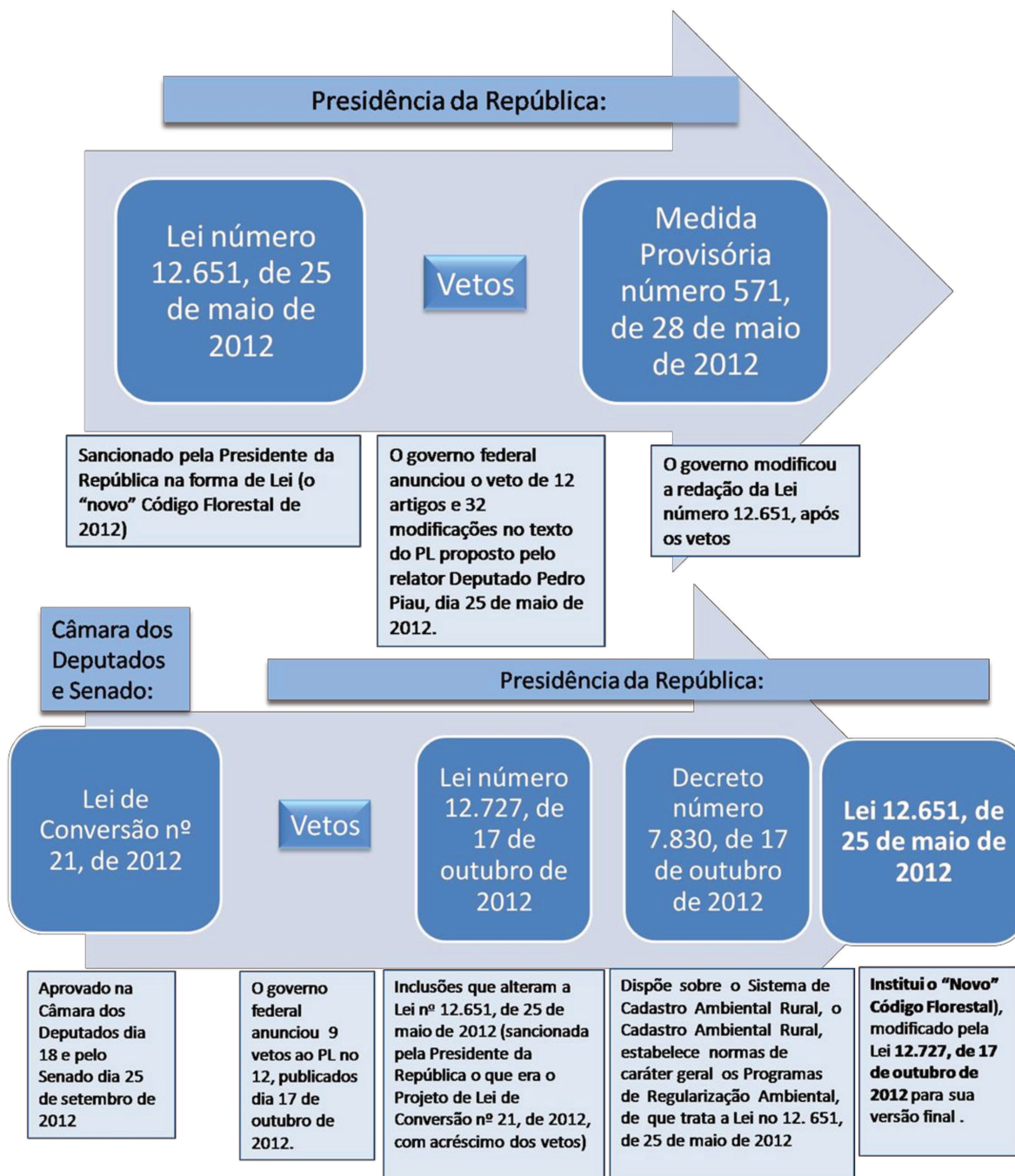
Conclusão

A nova Lei Florestal apresenta alguns avanços pontuais, todavia a redução da restauração e da proteção ambiental afetará grande parte das áreas degradadas e dos remanescentes de vegetação do Brasil. Ressaltamos que a manutenção da degradação de extensas áreas e a anistia a proprietários que descumpriram a lei vigente (desde 1965) viola

o princípio da igualdade de direitos previsto na Constituição Federal de 1988, uma vez que os proprietários que não desmataram e cumpriram a legislação anteriormente em vigor terão que preservar faixas ciliares mais largas do que aqueles que não cumpriram a lei. Além disso, a modificação da definição do que é pequena propriedade rural de acordo com o tamanho da propriedade, não irá promover melhoria das condições ambientais de produção para as propriedades definidas legalmente como de agricultura familiar. Vale ressaltar que o Brasil é um dos únicos países do mundo que tem condições de produzir alimentos com elevada tecnificação e com sustentabilidade ambiental. Concluimos que a Lei recém aprovada já necessita ser profundamente revista à luz do conhecimento científico a fim de compatibilizar a expansão urbana e o aumento da produção agrossilvipastoril com a preservação da biodiversidade e dos serviços ambientais que os ecossistemas naturais prestam à sociedade, cada vez mais necessários à manutenção da produção de alimentos, suprimento de recursos naturais e ao bem-estar humano.



Elaborado por: Letícia Couto Garcia



Elaborado por: Letícia Couto Garcia

LEI Nº 12. 651, DE 25 DE MAIO DE 2012

Altera:

Lei nº 6.938, de
31 de agosto de
1981



Lei 9.393, de 19
de dezembro de
1996



Lei 11.428, de
22 de dezembro
de 2006

Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.

Dispõe sobre o Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural - ITR, sobre pagamento da dívida representada por Títulos da Dívida Agrária e dá outras providências.

Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências.

Revoga:

Lei 4.771, de 15
de setembro de
1965



Lei 7.754, de
14 de abril de
1989



Medida
Provisória
2.166-67/2001

Já alterada pela Leis Federais nº 7.803/89 e 9.605/98 - constitui o "antigo" Código Florestal

Estabelece medidas para proteção das florestas existentes nas nascentes dos rios e dá outras providências.

Estabeleceu os conceitos de interesse social e utilidade pública; definiu regras para delimitação, registro de reserva legal e sua recomposição (na mesma microbacia)

Elaborado por: Letícia Couto Garcia

Figura 1- Processo legislativo com as deliberações parlamentares e executiva que resultaram na versão sancionada da Lei Florestal (da **Lei número 12.651, de 25 de maio de 2012**).

CONCLUSÃO GERAL

Áreas em processo de restauração, nas quais durante o plantio foi utilizada uma alta diversidade de espécies, podem recuperar a estrutura florestal e a diversidade de arbóreas após cerca de cinco décadas. Porém, espécies não arbóreas, principalmente trepadeiras e epífitas têm uma lenta recuperação e a sua diversidade pode estar comprometida a longo prazo quando se trata de áreas fragmentadas. Algumas recomendações para o enriquecimento de espécies podem ser seguidas no manejo dessas áreas. Por exemplo, o plantio de epífitas e trepadeiras a partir de dez anos de restauração, uma vez que a cobertura de dossel já foi estabelecida e que as espécies arbóreas de grupos ecológicos sucessionais tardios já estão presentes e, e que, devido ao seu maior tempo de vida, serão mais propensas a abrigar essas espécies dependentes de seus troncos. Deve-se também considerar o tipo de casca do forófito, de modo a facilitar a fixação das epífitas. Destacamos que existem ressalvas, uma vez que a influência da complexidade estrutural na sua sobrevivência ainda deve ser testada em áreas de diferentes idades a fim de verificar a partir de qual idade esse manejo poderia ser iniciado. Além disso, esse manejo se aplicaria para casos em que a fragmentação fosse suficientemente intensa para prejudicar os processos de colonização natural. O monitoramento de áreas em processo de restauração pode fornecer dados para decisões sobre o manejo adaptativo. Porém, a implantação desse manejo anos após o plantio só será possível caso haja incentivos para que o acompanhamento a longo prazo dessas áreas seja uma realidade.

Ressaltemos ainda que será necessário testar qual o efeito de borda sobre essas formas de vida, nos casos em que o enriquecimento ocorra em faixas ciliares estreitas. Isso

será de extrema importância, ainda mais quando consideramos as mudanças previstas com as alterações da lei do Código Florestal. Essa nova Lei Florestal sancionada em 2012 delibera reduzir a recuperação das faixas ciliares de rios menores de 10 metros a mais da metade do tamanho previsto pela lei atual, passando de 30 para até 5 metros (maiores detalhes na Tabela S3 e Appendix S4 – capítulo 5). Considerando um plantio com espaçamento 3x2 metros, a proposta de restaurar 15 metros equivale a uma faixa ciliar marginal com uma fileira de apenas 5 árvores. Nessa situação, os efeitos de borda poderão afetar o sucesso da restauração e mais ainda o processo de manejo adaptativo, podendo até inviabilizá-lo. A permanência dos grupos funcionais mencionados nessa tese, em faixas ciliares estreitas conforme o aprovado por Lei, deverá ser investigada. Além disso, no âmbito das alterações legais, está sendo proposto que a delimitação das Áreas de Preservação Permanente ciliares será contabilizada a partir do leito regular da margem d'água ao invés do leito maior (sazonal). Com isso, haverá uma alta possibilidade de perda de todo o plantio feito nessa faixa por comprometimento das mudas durante os períodos de inundação.

Os dados levantados nas áreas em processo de restauração estudadas sugerem que as mesmas atingiram certo limiar que parece ser ditado pela restrição da dispersão/colonização das espécies não arbóreas. Este estágio alternativo estável, em que as áreas em restauração ainda detêm apenas a metade da riqueza esperada para as espécies não arbóreas, poderá permanecer caso nenhuma medida que vise superar esse limiar ocorra, como por exemplo, a formação de corredores ecológicos através de matas ciliares. Caso contrário, esse estado será alterado desde que o manejo implantado venha novamente direcionar a trajetória dessas áreas para um modelo de maior diversidade de espécies e de diversidade funcional. Com base nos modelos de ecossistemas novos e híbridos, podemos

afirmar que essas áreas em processo de restauração representam um exemplo de ecossistemas híbridos; os quais apesar de não terem recuperado a composição das espécies recuperaram alguns traços funcionais e que apresentam potencial de retorno ao sistema original, uma vez que os dados demonstraram que foi possível a restauração de algumas funções.

A diversidade funcional e a diversidade de espécies estiveram relacionadas nas áreas de estudo, indicando mais uma vez a importância de um plantio de alta diversidade. Após duas décadas de restauração, a diversidade funcional de flores das espécies arbóreas foi recuperada. Porém isso não ocorreu para as outras formas de vida, assim como a redundância funcional das mesmas. O nível de especialização das flores não foi influenciado pela maior ou menor proporção de espécies arbóreas tardias. Apesar disso, detectamos algumas características florais mais relacionadas a estágios de maturidade florestal mais avançado, tais como flores grandes (maiores do que 3 cm), vermelhas, e em formato de goela (estreitamento da corola que dificulta e restringe o acesso ao néctar). Também levantamos algumas espécies insubstituíveis devido à grande originalidade floral, ou seja, espécies com um conjunto de características únicas dentro das áreas estudadas. Estas são exemplos de espécies que podem ser utilizadas no manejo de áreas em processo de restauração visando à diversificação dos recursos florais.

A fenologia reprodutiva foi abordada como um indicador ecológico, com objetivo de avaliar a disponibilidade de recursos reprodutivos das plantas, tais como flores e frutos, ao longo do ano e ao longo dos anos de restauração, inferindo sobre a previsibilidade do processo de restauração. Esses descritores têm grande valor para o planejamento de futuros plantios que, levando em consideração o comportamento fenológico das espécies que serão utilizadas, podem acelerar os processos de interação planta-animal. Algumas espécies que

produzem grande quantidade de frutos e flores poderão ser consideradas no manejo e implantação de áreas em restauração. Além disso, o conhecimento das espécies que têm baixa produção, porém que são importantes fontes de recursos, deverá ser utilizado para que as mesmas sejam plantadas em maior densidade. Porém, é necessário ressaltar que estamos nos referindo a dados baseados em oferta de recursos, mas que, do mesmo modo, é importante, considerar várias outras características funcionais além dessas. A assincronia das fenofases reprodutivas também será uma característica que favorecerá a oferta de recursos em período maior, também sendo este um comportamento importante no manejo, pois aumenta a disponibilidade temporal de frutos e flores da área. As formas de vida não arbóreas forneceram complementação de recursos, sendo essenciais em períodos de escassez de flores e frutos nas espécies arbóreas. Além disso, verificamos como a baixa diversidade de espécies pode potencialmente prejudicar a manutenção de fauna dispersora em áreas em restauração, uma vez que detectamos alguns períodos críticos em que apenas uma espécie forneceu recursos para os frugívoros. Deste modo, o presente estudo contribuiu com informações que poderão ser aplicadas na prática ou como exemplos em projetos a serem implantados e que estejam em andamento. Isso poderá aumentar a chance de sucesso da restauração ecológica.

Ressaltamos ainda que, o uso de ecossistemas de referência não necessariamente representa uma meta final a ser atingida depois de determinado período. Na realidade, o objetivo é direcionar o processo de restauração no caminho da maturidade e da manutenção da biodiversidade considerando a sucessão estocástica e as possíveis trajetórias que levem a estados alternativos estáveis. Assim, as áreas em processo de restauração deveriam caminhar no sentido de apresentarem descritores que se aproximam dos encontrados no ecossistema de referência, com uma diferença aceitável, sendo esses, descritores de

processos ecológicos, relacionados à função. Não se espera que as áreas restauradas sejam idênticas aos ecossistemas de referência, já que nem mesmo os fragmentos naturais são necessariamente semelhantes entre si, mas espera-se que os parâmetros possam se aproximar ao máximo dos parâmetros encontrados em áreas de referência. Desse modo, o presente estudo demonstrou que trajetórias com diferentes espécies são aceitáveis, uma vez que as florestas em processo de restauração estão seguindo a trajetória rumo à maturidade. É claro que não podemos deixar de considerar que essas áreas em processo de restauração ainda abrigam um grande número de espécies exóticas e algumas invasoras (Appendix A) sendo que um dos objetivos da restauração ecológica é que o ecossistema restaurado consista de espécies nativas na maior extensão possível.

Concluimos que, a partir dos resultados apresentados neste estudo, ficou clara a importância da diversidade de espécies em um projeto de restauração em ambientes sujeitos à grande fragmentação. Destacamos que os projetos de restauração das áreas de estudo utilizam apenas espécies arbóreas, mas apresentaram a recuperação da disponibilidade de recursos pelas espécies não arbóreas. Porém, nesses projetos parece que não existe a garantia, para as espécies não arbóreas, da manutenção da sua diversidade de espécies e da diversidade funcional, principalmente em áreas bastante fragmentadas. Desse modo, o manejo adaptativo dessas áreas poderá auxiliar na recuperação desses descritores. A necessidade dessas intervenções são um indicativo de que as matas estudadas ainda não atingiram a sustentabilidade ecológica, quando comparados a um ecossistema de referência natural. Para as futuras áreas que serão implantadas, considerar esses fatores e o planejamento prévio de quais espécies e formas de vida a serem plantados são de grande relevância para o sucesso do projeto de restauração. Por outro lado, a aplicação do

conhecimento que visa o aperfeiçoamento da restauração ecológica será menos aproveitada caso a legislação ambiental brasileira deixe de incentivar a restauração ou que delibere desenhos de restauração que estarão potencialmente comprometidos tanto por perdas por inundação quanto por perdas por efeito de borda. Desse modo, o conhecimento científico deve sempre estar aliado a políticas públicas para que de fato venha a ser aproveitado e empregado.