**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**Potencial de plantios homogêneos de espécies nativas para catalisar a
recuperação da biodiversidade e proporcionar o uso sustentável da
Reserva Legal**

Natalia Guerin

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

**Piracicaba
2019**

Natalia Guerin
Ciências Biológicas, Mestre em Ciências

Potencial de plantios homogêneos de espécies nativas para catalisar a recuperação da biodiversidade e proporcionar o uso sustentável da Reserva Legal

versão revisada de acordo com a resolução CoPGR 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **FLÁVIO BERTIN GANDARA MENDES**
Co-orientadora:
Dra. **GISELDA DURIGAN**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

Piracicaba
2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP

Guerin, Natalia

Potencial de plantios homogêneos de espécies nativas para catalisar a recuperação da biodiversidade e proporcionar o uso sustentável da Reserva Legal / Natalia Guerin. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2019.

145 p

Tese (Doutorado) -- USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".
Centro de Energia Nuclear na Agricultura.

1. Adequação ambiental 2. Regeneração natural 3. Código florestal 4. Regra de montagem de comunidades 5. Exploração sustentável de madeira 6. Sucessão ecológica 7. Filtros ambientais I.Título

AGRADECIMENTOS

O caminho foi longo. Em um país que dá tão pouco valor à ciência é preciso correr atrás de recursos e de parceiros. Por sorte, encontrei muita gente boa pelo caminho. Este estudo contou com a colaboração de muitas pessoas e instituições, e sou eternamente grata a todos pela cooperação para concretizá-lo. Sobretudo, agradeço por contribuírem para minha formação profissional e desenvolvimento pessoal.

Começo agradecendo ao professor Dr. Flávio Gandara, que abriu as portas do seu laboratório e topou orientar esta pesquisa. Um grande conhecedor de plantas, de alma leve e sutil, como poucas pessoas que já conheci. Foi um prazer trabalhar contigo e espero que nossa parceria não se encerre aqui!

À Dra. Giselda Durigan, que co-orientou a pesquisa. Muito obrigada pelas suas contribuições para aprimorar este estudo. Já são doze anos de amizade, de trocas e de muito respeito! Sou muito grata por contar com seu apoio em cada etapa da minha vida profissional e pessoal!

À Itaipu Binacional, por compreender a relevância deste estudo e apoiar toda a etapa de campo, disponibilizando recursos e funcionários. Em especial ao Sr. Edson Zanlorensi, e aos demais funcionários da Itaipu que contribuíram de alguma forma para que o estudo fosse realizado.

À Veridiana Araújo, um anjo que apareceu no meu caminho. Veri, não tenho como agradecer o suficiente todo o seu apoio. Sem você nada disso seria possível. Agradeço o seu acolhimento e, sobretudo, à sua amizade! Muito obrigada! E esse carinho se estende à toda sua família que sempre me acolheu de braços abertos em Foz.

À Dra. Maria Tereza Zugliani Toniato, por todo o apoio para realização do campo na Estação Experimental de Jaú, por acreditar no projeto e pela garra com que executa seu trabalho frente à tantas dificuldades! Matê, a sua dedicação é admirável e inspiradora!

À Dra. Maria José Zakia, por acreditar na relevância do projeto e disponibilizar recursos para realização do campo em Jaú e parte das análises de solo. Sobretudo, pela disposição em conversar e contribuir com toda sua experiência e com dados para aprimorar esta pesquisa, pelas aulas, pela parceria profissional e pelas risadas! Zezé, sou muito grata pela confiança que você depositou em mim e espero atender às expectativas!

À Silvana Nobre, pelas contribuições nas análises econômicas do capítulo 3 e pela parceria profissional que desenvolvemos nos últimos anos.

Ao Jorge dos Santos, por toda a ajuda durante a coleta de dados em Foz do Iguaçu e Santa Helena e, especialmente, pela paciência!

Aos funcionários da Estação Experimental de Jaú, em especial ao Sr. Osmar, pelo apoio nas atividades de campo. Ao Antônio Carioba, por abrir as porteiras da RPPN Amadeu Botelho e pelo trabalho incrível que realiza em Jaú e no Estado de São Paulo, em prol das RPPNs.

Ao Frederico Mazziero, pela contribuição na identificação das plantas e pela parceria profissional que construímos neste período.

À Mara Casarin, por facilitar a vida acadêmica, ajudando a lidar com toda a burocracia da pós-graduação, sempre muito solícita e com um sorriso no rosto!

Aos colegas do Laboratório de Agroecologia e Ecologia Vegetal da ESALQ, em especial à Elza Ferraz, por todo o apoio durante este período. E aos colegas do Laboratório de Ecologia e Hidrologia Florestal de Assis pelas trocas durante as reuniões online, em especial à Natashi Pilon, pela ajuda com o R sempre que necessário.

À CAPES pela bolsa concedida.

Ao Dr. Marcio Sukanuma, por disponibilizar o banco de dados da sua tese para análise neste estudo.

Ao Dr. Marcus Cianciaruso, pelas contribuições nas análises do capítulo 1.

Aos professores Dr. Tadeu Siqueira e Dr. João Batista, pelas conversas filosóficas sobre as análises estatísticas da tese.

Aos membros da banca pela disponibilidade em contribuir com este estudo.

À Carolina Pedrotti e Anaiá Paixão pelas contribuições com os mapas e, especialmente, pela nossa amizade de tantos anos!

Aos meus pais e minha irmã, que respeitam minhas escolhas e que me apoiam incondicionalmente.

E, finalmente, ao meu companheiro Nicola Martorano. Sou grata pela sua paciência infinita, pela sua sensatez e tranquilidade e, especialmente, por sempre me mostrar um outro caminho. A vida é mais leve ao seu lado!

Árvore

*"Um passarinho pediu a meu irmão para ser sua árvore.
Meu irmão aceitou de ser a árvore daquele passarinho.
No estágio de ser essa árvore, meu irmão aprendeu de
sol, de céu e de lua mais do que na escola.
No estágio de ser árvore meu irmão aprendeu para santo
mais do que os padres lhes ensinavam no internato.
Aprendeu com a natureza o perfume de Deus
seu olho no estágio de ser árvore aprendeu melhor o azul
E descobriu que uma casa vazia de cigarra esquecida
no tronco das árvores só serve pra poesia.
No estágio de ser árvore meu irmão descobriu que as árvores são vaidosas.
Que justamente aquela árvore na qual meu irmão se transformara,
envaidecia-se quando era nomeada para o entardecer dos pássaros
e tinha ciúmes da brancura que os lírios deixavam nos brejos.
Meu irmão agradecia a Deus aquela permanência em árvore
porque fez amizade com muitas borboletas."*

Manoel de Barros

A todas as borboletas que conheci pelo caminho...

SUMÁRIO

RESUMO.....	8
ABSTRACT	9
LISTA DE FIGURAS.....	10
LISTA DE TABELAS	12
1. APRESENTAÇÃO DA TESE	15
1.1. MODELOS PARA RECOMPOSIÇÃO DE RESERVA LEGAL NO BRASIL	19
1.2. A DISCUSSÃO SOBRE A RESERVA LEGAL NO ESTADO DE SÃO PAULO	21
1.3. COMO AVALIAR SE PLANTIOS HOMOGÊNEOS CUMPREM AS FUNÇÕES DA RESERVA LEGAL?	24
2. OBJETIVO GERAL DO ESTUDO	27
3. ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DA COMUNIDADE VEGETAL EM PLANTIOS HOMOGÊNEOS DE ESPÉCIES NATIVAS.....	29
3.1. INTRODUÇÃO	29
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	31
3.2.1. Áreas de estudo	31
3.2.1.1. Plantios homogêneos	31
3.2.1.2. Plantios mistos	34
3.2.1.3. Ecossistemas de referência.....	34
3.2.2. Coleta de dados da vegetação.....	38
3.2.3. Classificação das espécies quanto aos atributos funcionais	39
3.2.4. Análise dos dados.....	40
3.2.4.1. Riqueza, diversidade de espécies e diversidade funcional	41
3.2.4.2. Densidade, Área basal e biomassa	41
3.3. RESULTADOS	43
3.4. DISCUSSÃO	52
3.5. CONCLUSÕES	55
4. CONVERGÊNCIA ESTRUTURAL E FLORÍSTICA DAS COMUNIDADES SOB PLANTIOS HOMOGÊNEOS COM DIFERENTES ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS	57
4.1. INTRODUÇÃO	57
4.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	60
4.2.1. Áreas de estudo	60
4.2.2. Indicadores.....	61
4.2.3. Fatores da paisagem e histórico de uso (fator "local")	61
4.2.4. Fatores edáficos.....	64
4.2.5. Atributos das espécies plantadas	64
4.2.6. Análise dos dados.....	65
4.3. RESULTADOS	66
4.3.1. Influência da paisagem e histórico de uso do solo ("local").....	67
4.3.2. Influência dos fatores edáficos.....	67
4.3.3. Influência dos atributos funcionais das espécies plantadas.....	68
4.4. DISCUSSÃO	71
4.5. CONCLUSÕES	75
5. VIABILIDADE ECONÔMICA DA RESERVA LEGAL DEPENDE DA ESCOLHA DAS ESPÉCIES 77	
5.1. INTRODUÇÃO	77
5.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	80
5.2.1. Amostragem dos plantios homogêneos	81
5.2.2. Rendimento da madeira em pé	82
5.2.3. Rendimento da poupança	84
5.2.4. Compensação da reserva legal em outra propriedade.....	85
5.3. RESULTADOS	85

5.4. DISCUSSÃO	91
5.5. CONCLUSÕES	94
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	97
REFERÊNCIAS	99
APÊNDICES.....	117
ANEXO	145

RESUMO

Potencial de plantios homogêneos de espécies nativas para catalisar a recuperação da biodiversidade e proporcionar o uso sustentável da Reserva Legal

A legislação ambiental brasileira obriga a maioria das propriedades rurais a ter Áreas de Preservação Permanente (APPs), que são áreas naturais protegidas devido à fragilidade física e ecológica, e Reserva Legal (RL), cuja função é a conservação da biodiversidade e a exploração sustentável. Em vista do passivo ambiental nas propriedades rurais brasileiras, no que se refere à RL, há uma demanda por estudos que buscam discutir estratégias para a recuperação dessas áreas. A possibilidade de exploração da RL gera uma expectativa de retorno econômico, ao mesmo tempo que essas áreas prestarão serviços ecossistêmicos importantes para a sociedade. Avaliações da regeneração natural sob plantios florestais homogêneos têm demonstrado que florestas plantadas para fins comerciais podem atuar como catalisadoras da regeneração natural a depender do manejo. Contudo, poucos estudos avaliaram a regeneração sob plantios puros de espécies nativas em regiões tropicais. Nesse contexto, para dar suporte à seleção de modelos que possam ser implementados na RL, em áreas cuja vegetação original seja de fisionomia florestal, testamos o “modelo de mosaico”, que seria composto por pequenos talhões puros. Para tanto, utilizamos parâmetros de estrutura, riqueza, diversidade funcional e potencial econômico para avaliar plantios homogêneos (PH) de espécies nativas. No capítulo 1 comparamos PH com i) plantios mistos de espécies nativas e ii) com florestas nativas de referência em diferentes graus de conservação, visando avaliar se os PHs podem, em longo prazo, promover a conservação de biodiversidade e manutenção de processos ecológicos. No capítulo 2 avaliamos se a sucessão ecológica em PH é condicionada pelos atributos da espécie plantada ou por atributos abióticos, para identificar fatores que possam limitar o sucesso desses plantios. No capítulo 3 avaliamos se a exploração sustentável de madeira em RL a partir de PHs, que não foram manejados, é uma atividade economicamente viável frente a outros tipos de investimentos de longo prazo e outras opções de compensação de RL. Do ponto de vista ecológico, verificamos que PH com espécies nativas, que não sofreram manejo, podem, em longo prazo, promover a restauração das comunidades vegetais características de florestas semidecíduais, tanto no aspecto estrutural, quanto na biodiversidade e funcionalidade. Os plantios homogêneos estudados apresentaram valores semelhantes para esses atributos ecológicos em relação a florestas de referência, inclusive às florestas maduras, que seriam a meta ideal de restauração. Em longo prazo, a estrutura (densidade e área basal) e o nível de riqueza das comunidades de plantas lenhosas sob esses plantios são muito pouco influenciados por filtros bióticos ou abióticos. O ritmo de crescimento da espécie plantada foi o único atributo que explicou parcialmente a riqueza e a densidade de indivíduos adultos nos plantios, embora não tenha exercido influência sobre a composição de espécies na comunidade em regeneração. Do ponto de vista econômico, verificamos que PHs de espécies nativas que não tiveram tratos silviculturais ao longo do seu desenvolvimento apresentaram valores para a taxa interna de retorno inferiores à poupança e valor presente líquido negativos. A compensação da RL por meio de arrendamento foi mais vantajosa do que a recomposição, mesmo considerando a venda de madeira. Destacaram-se os plantios de *Handroanthus heptaphyllus*, *Myracrodruon urundeuva* e *Anadenanthera colubrina* var. *colubrina*, cujo rendimento conseguiu superar os custos da recomposição, mesmo sem manejo adequado. Este estudo demonstrou que plantios de espécies nativas, ainda que homogêneos, podem ser utilizados para fins de recomposição de reserva legal, como proposto no “modelo de mosaico”, pois conseguem recuperar a biodiversidade e garantir a funcionalidade dos ecossistemas em longo prazo, ainda que a composição de espécies seja distinta de florestas maduras, como tem sido observado também em plantios heterogêneos. A exploração da madeira, mesmo em áreas não manejadas, contribui para o aumento da rentabilidade de propriedades de pecuária e agricultura em longo prazo. A incorporação de tratos silviculturais adequados pode impulsionar a rentabilidade dessa atividade na RL, desde que sejam respeitadas as especificidades de exploração na RL, de modo a conciliar a produção de madeira com a conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Adequação ambiental; Regeneração natural; Código florestal; Regras de montagem de comunidades; Exploração sustentável de madeira; Sucessão ecológica; Filtros ambientais

ABSTRACT

Potencial of pure plantations of native species to catalyse the recovery of biodiversity and provide sustainable use of Legal Reserve

Environmental legislation in Brazil states that most properties must have Permanently Protected Areas (PPA), which are natural protected areas due to its physical and ecological frailty, and also Legal Reserves (LR), aiming at biodiversity conservation and sustainable management. There is a huge demand for studies on strategies to recover and to manage LR due to environmental liability on rural private properties. Sustainable timber management is allowed in LR, and this may, potentially, provide economic return to the stakeholders, in addition to important ecosystem services to society as a whole. Reviews of natural regeneration under pure forest plantations have shown that planted forests can catalyse natural regeneration. However, few studies have evaluated the regeneration under pure stands of native species in tropical regions. In this context, aiming to support the selection of models that may be implemented in LR in areas which forest was the original vegetation, we tested the “mosaic model”, which is comprised of small pure stands. We analysed the structure, richness, functional diversity and economical potential of homogeneous stands (HS) of native species. In chapter 1 we compared HSs with i) mixed plantations of native species and ii) reference ecosystems with distinct conservation status, aiming to verify if HS can, in the long term, foster biodiversity conservation and sustain ecological processes. In chapter 2 we analysed if ecological succession in HS is constrained by the species planted traits or by abiotic traits, in order to identify which attributes could restrict this type of planting in order to achieve the LR purposes. In chapter 3 we evaluated if sustainable timber exploitation from homogeneous stands, without silviculture practices, in LR is a viable economical activity in comparison with other types of long term investments and other options for LR compensation. In the long term, from the ecological perspective, homogeneous stands with native species, without management except for the seedlings cultivation during three years after planting, can foster the restoration of seasonal forest plant communities in terms of structure, biodiversity and functionality. The homogeneous stands analysed had similar values for those ecological attributes when compared with reference ecosystems, including pristine forests which is the ultimate goal of restoration projects. In the long term, structure (density and basal area) and woody species richness under these stands are barely influenced by biotic or abiotic filters. Growth rate of the species planted was the only attribute that explained, in part, the richness and density of adult individuals in the stands, although it had no influence over species composition. From the economic perspective, homogeneous stands of native species without silviculture practices throughout their development had internal rates of return lower than saving and negative net present values. Compensation of LR through leasing was most profitable for the property revenue than restoration, even when timber exploitation was included in the property income. Significant yields were assessed at stands of *Handroanthus heptaphyllus*, *Myracrodruon urundeuva* and *Anadenanthera colubrina* var *colubrina*, that exceeded the restoration costs, without any silviculture practices. This study demonstrates that native species plantations, even with only a single species, can be considered for the restoration of legal reserve, such as the “chessboard model”, since they can foster biodiversity recovery and assure ecosystem functioning in the long term, even though species composition are distinct from pristine forests, which has been observed also in mixed plantations. In addition, timber exploitation, even in unmanaged areas, contributes for agriculture and livestock properties revenue in the long term. The incorporation of silviculture practices can bolster timber exploitation yield in the LR, as long as it considers the specificities for this activity in LR, in order to balance timber production with biodiversity conservation.

Keywords: Environmental compliance; Natural regeneration; Brazilian environmental law; Assembly rules; Sustainable harvesting of timber; Ecological succession; Environmental filters

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Breve resumo dos marcos legais envolvendo as definições da Reserva Legal (RL) desde 1934 até 2012. Desde sua criação jurídica em 1934 até 1991, a RL tinha um papel de reserva de madeira e manutenção da produção agrícola dentro das propriedades. A partir de 2000, ela passou a ter função de conservação da biodiversidade em áreas privadas..... 16
- Figura 2. Modelo de mosaico composto por talhões de espécies nativas com potencial madeireiro proposto para recomposição de Reserva Legal (IPEF, 2012)..... 22
- Figura 3. Modelos teóricos de reserva legal. RL de exploração: trata-se da RL manejada com extração de produtos madeireiros, comprometendo negativamente os indicadores ecológicos. RL de conservação: trata-se de RL sem manejo. RL ideal: trata-se de RL que consegue conciliar da melhor maneira possível, a exploração sustentável dos recursos, sem comprometer os indicadores ecológicos, que seria a meta a ser atingida pelos modelos propostos. considerando a dinâmica de comunidades vegetais, a RL ideal é um modelo norteador pois, sempre que houver exploração madeireira teremos RL de exploração quando houver manejo, alternando em intervalos regulares com RL de conservação. ou ainda, quando o modelo proposto deixar áreas exclusivamente para conservação e para exploração, separadamente. 23
- Figura 4. Climograma do Município de Jaú. Valores médios mensais obtidos para o período de 2006 a 2016. (Fonte: Estação Hidrometeorológica da Fatec De Jaú, disponível em: <http://www.fatecjahu.edu.br/estacao>). 32
- Figura 5. Climograma do Município de Foz do Iguaçu, Paraná. Valores médios mensais obtidos para o período de 2008 a 2016 (Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia, disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal>). 33
- Figura 6. Localização dos plantios homogêneos em Santa Helena-PR, Foz do Iguaçu- PR e Jaú-SP e de dois ecossistemas de referência avaliados no presente estudo, dos plantios mistos e ecossistemas de referência (Dados de Suganuma, 2013 e Suganuma & Durigan, 2015) utilizados para análise do presente estudo. 35
- Figura 7. Esquema da disposição das parcelas no interior dos talhões no RBBV e RBSH (A) e na EEXJ (B) e detalhe da parcela e sub-parcelas utilizadas para amostragem. 38
- Figura 8. Comparação dos parâmetros estruturais entre os plantios homogêneos (ph), plantios mistos (pm) e áreas de referência subdivididas em floresta madura (fm), floresta degradada (fd) e floresta secundária (fs). letras diferentes indicam que houve diferença ($p < 0,05$). Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) para indivíduos com $dap \geq 5$ cm; biomassa total ($mg \cdot ha^{-1}$), densidade ($ind. \cdot ha^{-1}$) para indivíduos com $dap > 5$; densidade ($ind. \cdot ha^{-1}$) para indivíduos com $1 \text{ cm} \leq dap < 5$ cm; densidade ($ind. \cdot ha^{-1}$) para indivíduos com $dap < 1$ cm, acima de 50 cm de altura. A caixa é limitada pelo primeiro e terceiro quartis, a linha escura no interior da caixa representa a mediana, e as linhas tracejadas representam a dispersão dos dados. os círculos são outliers.. 44
- Figura 9. Comparação da densidade de trepadeiras e samambaias ($ind. \cdot ha^{-1}$) entre os plantios homogêneos (ph), plantios mistos (pm) e áreas de referência subdivididas em floresta madura (fm), floresta degradada (fd) e floresta secundária (fs). Letras diferentes indicam que houve diferença ($p < 0,05$). A caixa é limitada pelo primeiro e terceiro quartis, a linha escura no interior da caixa representa a mediana, e as linhas tracejadas representam a dispersão dos dados. os círculos são outliers..... 45
- Figura 10. Comparação dos valores encontrados para riqueza rarefeita, diversidade de espécies lenhosas e diversidade funcional (raofd) entre os plantios homogêneos (ph), plantios mistos

(pm) e áreas de referência subdivididas em floresta madura (fm), floresta degradada (fd) e floresta secundária (fs). Letras diferentes indicam que houve diferença ($p < 0,05$). A caixa é limitada pelo primeiro e terceiro quartis, a linha escura no interior da caixa representa a mediana, e as linhas tracejadas representam a dispersão dos dados. os círculos são outliers. .45

Figura 11. Comparação da abundância relativa dos atributos funcionais relacionados à síndrome de dispersão, polinização e ritmo de crescimento dos indivíduos amostrados entre os plantios homogêneos (ph), plantios mistos (pm) e áreas de referência subdivididas em floresta madura (fm), floresta degradada (fd) e floresta secundária (fs). Dispersão: ane-anemocoria.; zoo- zoocoria; auto-autocoria. Polinização: ane-anemofilia; can – cantarofilia; fal – falenofilia; mel – melitofilia; mii – miiofilia; nesp - não especializadas; orn – ornitofilia; psi – psicofilia; qui – quiropterofilia. Ritmo de crescimento: rap-rápido; int-intermediário; len-lento..... 50

Figura 12. Comparação dos valores de massa de semente (mg) e área foliar específica ($m^2.kg^{-1}$) entre os plantios homogêneos (ph), plantios mistos (pm) e áreas de referência subdivididas em floresta madura (fm), floresta degradada (fd) e floresta secundária (fs). letras diferentes indicam que houve diferença ($p < 0,05$). A caixa é limitada pelo primeiro e terceiro quartis, a linha escura no interior da caixa representa a mediana, e as linhas tracejadas representam a dispersão dos dados. os círculos são outliers..... 51

Figura 13. Modelo conceitual dos filtros e como as ações de restauração podem alterar a disponibilidade de espécies e impacto dos filtros (adaptado de HOBBS & NORTON, 2004). 58

Figura 14. Localização das parcelas utilizadas para amostragem dos plantios homogêneos na EEXJ em Jaú – SP (a) e RBSH em Santa Helena - PR (b) e vista da paisagem em que se encontram (Imagens obtida no banco de dados do Arcmap, 2016)..... 63

Figura 15. Relação entre o incremento médio anual (ima) da espécie plantada e a área basal (à esquerda; $r^2=0,495$; $p<0,01$) e riqueza de espécies lenhosas acima de 50 cm de altura (à direita; $r^2=0,171$; $p=0,035$) das comunidades amostradas em plantios homogêneos de espécies nativas em EEXJ e RBSH. A reta azul é a linha de tendência e o hachurado cinza é o intervalo de confiança do modelo gerado..... 70

Figura 16. Relação entre o incremento médio anual (ima) da espécie plantada e densidade de indivíduos da classe 1: $dap \geq 5$ cm (à esquerda, $r^2 = 0,199$; $p = 0,0422$) e área basal (à direita ; $r^2=0,476$; $p<0,01$) das comunidades amostradas em plantios homogêneos de espécies nativas em RBSH. A reta azul é a linha de tendência e o hachurado cinza é o intervalo de confiança do modelo gerado. Conforme aumenta o ima da espécie plantada, aumenta a área basal da comunidade, mas diminui a densidade de indivíduos com $dap \geq 5$ cm..... 71

Figura 17. Ordenação das comunidades de plantas lenhosas (> 50 cm de altura) amostradas em plantios homogêneos de espécies nativas por meio de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). Bloco dos plantios de EEXJ (em azul) e dos plantios de RBSH (em vermelho)..... 71

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Caracterização das áreas de plantio homogêneo de espécies nativas selecionadas para realização do estudo. EExJ- Estação Experimental de Jaú, no município de Jaú- SP; RBSH- Refúgio Biológico Santa Helena, no município de Santa Helena - PR; RBBV- Refúgio Biológico Bela Vista, no município de Foz do Iguaçu. Ref.: referência da área ao longo do texto. SD: síndrome de dispersão; anemo: anemocórica; zoo: zoocórica; cad: caducifólia; per: perenifólia. * experimento silvicultural – teste de progênie e procedência. 36
- Tabela 2. Informações detalhadas das cinco florestas ripárias em processo de restauração onde foram realizados plantios mistos de espécies nativas, que foram utilizadas para análise neste estudo. Dados obtidos a partir do banco de dados de Suganuma (2013) e Suganuma & Durigan (2015). Ref: referência da área ao longo do texto..... 37
- Tabela 3. Detalhes da localização, do clima, tipo de solo e histórico de uso do solo e dos distúrbios das onze áreas de referência utilizadas neste estudo a partir do banco de dados de Suganuma (2013) e Suganuma & Durigan (2015). Ref: referência da área ao longo do texto. * áreas amostradas neste estudo..... 37
- Tabela 4. Valores da média (μ), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (cv) dos parâmetros de estrutura, riqueza e diversidade, calculados para os cinco tipos de floresta avaliados neste estudo. Os valores médios de cada área encontram-se no Apêndice E..... 48
- Tabela 5. Valores da média (μ), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (cv) da diversidade funcional (RaoFD), massa da semente (mg) e área foliar específica ($m^2.kg^{-1}$), calculados para os cinco tipos de floresta avaliados neste estudo. Massa da semente e área foliar específica foram calculados para as três classes de tamanho, separadamente. 51
- Tabela 6. Indicadores ecológicos e os melhores modelos que os explicaram. *Modelo geral* = gerado a partir dos dados de EExJ e RBSH, e *Modelo RBSH* = gerado a partir dos dados de RBSH, separadamente. Os valores de p ($\alpha = 0,05^*$) foram apresentados para cada variável que compôs o modelo, separadamente, e para o modelo final; r^2 = coeficiente de determinação do modelo, proveniente das análises de regressões múltiplas. 69
- Tabela 7. Indicadores ecológicos e os melhores fatores que os explicaram. *Modelo geral* = gerado a partir dos dados de EExJ e RBSH, e *Modelo RBSH* = gerado a partir dos dados de RBSH, separadamente. p ($\alpha = 0,05^*$) e r^2 = coeficiente de determinação do modelo, provenientes das análises de regressão linear. Sinais de (+) indicam relação positiva e (-) relação negativa entre os fatores e indicadores ecológicos 70
- Tabela 8. Caracterização dos treze plantios homogêneos de espécies nativas amostrados para avaliação do potencial de venda de madeira em pé. EExJ: Estação Experimental de Jaú, município de Jaú-SP; RBBV: Refúgio Biológico Bela Vista, município de Foz do Iguaçu- PR; RBSH: Refúgio Biológico Santa Helena, município de Santa Helena-PR. Ind: espaçamento indefinido. 82
- Tabela 9. Preço do m^3 de madeira em pé para as espécies avaliadas neste estudo. Fonte: IPEF (2012b). 83
- Tabela 10. Valores encontrados para o m^3 de madeira em pé calculados a partir dos plantios homogêneos avaliados neste estudo. DAP: diâmetro à altura do peito (1,30 m); TIR: Taxa interna de retorno; VPL: Valor presente líquido. Em destaque valores positivos de TIR. 87

Tabela 11. Comparação entre o rendimento da aplicação na poupança considerando os mesmos investimentos utilizados para o plantio da reserva legal e o rendimento da madeira (m³) em pé nos plantios avaliados. Para cálculo do rendimento da poupança: aplicação de R\$8.000,00 no ano zero, R\$ 1.400,00 nos anos 1 e 2, e R\$ 200,0 no ano 3, considerando rendimento de 6% ao ano. As datas de retirada da aplicação correspondem à idade dos plantios analisados.....88

Tabela 12. Comparação do impacto da recomposição da reserva legal (com e sem venda de madeira) e da compensação através de arrendamento no Valor Presente Líquido (VPL) de propriedades rurais cuja atividade principal é a pecuária ou a agricultura. Relação 2:1: VPL (2) - VPL (1) / VPL (1); Relação 3:1: VPL (3) - VPL (1) /VPL (1); Relação 4:1: VPL (4) - VPL (1) / VPL (1).89

1. APRESENTAÇÃO DA TESE

A criação de áreas naturais protegidas, onde o uso do solo é restritivo, é uma das principais estratégias para conter a exploração de recursos naturais e contínua fragmentação de habitats (MARQUES & RANIERI 2012). Os programas de conservação em áreas privadas têm aumentado no mundo todo, e são fundamentais, já que áreas públicas protegidas, isoladamente, não são suficientes para garantir a conservação da biodiversidade prevista nas Metas de Aichi pela Convenção sobre Diversidade Biológica (IFTEKHAR et al. 2014, WEIGAND et al. 2011). Em diversos países, a conservação em áreas privadas se dá por meio de concessões ou arrendamentos, através de programas específicos, nos quais os proprietários recebem um recurso para conservar determinado ecossistema por um período de tempo pré-determinado, a exemplo do que ocorre na Austrália e EUA (IFTEKHAR et al. 2014; LOGAN & WEKERLE 2008; OWLEY & RISSMAN 2016). Em geral, esses programas são voluntários e, por isso, possuem fragilidades no que se refere ao efetivo cumprimento de seus propósitos, uma vez que dependem da participação ativa dos proprietários. Ademais, a falta de monitoramento, por parte dos governos, pode mascarar a eficácia desses programas (MARQUES & RANIERI 2012; LOGAN & WEKERLE 2008).

O Brasil, por sua vez, possui legislação específica que obriga os proprietários de terras a preservarem, às suas próprias custas, uma porcentagem da vegetação no interior de suas terras, que são as áreas de preservação permanente (APPs) e reserva legal (RL). Nos biomas com baixa representação em UCs, essas áreas protegidas privadas desempenham papel crucial para conservação da biodiversidade e manutenção de processos ecológicos (WEIGAND et al. 2011).

A Lei Brasileira de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651/12), popularmente conhecida como “Novo Código Florestal”, estabelece as normas gerais sobre a proteção da vegetação, áreas de Preservação Permanente e áreas de Reserva Legal, assim como sobre a exploração florestal, prevendo instrumentos econômicos e financeiros para garantir seus objetivos. O Artigo 3º traz as definições dos termos para aplicação da lei, estabelecendo a Reserva Legal (RL) como:

Área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, delimitada nos termos do art. 12, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da

biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa.

A figura jurídica da RL, bem como sua função dentro da propriedade rural, sempre foram pautas controversas e sofreram diversas alterações ao longo dos anos, conforme apresentado sinteticamente na Figura 1. Castro (2013) faz um interessante resgate histórico e conceitual da RL, no qual relata a obrigação da manutenção de vegetação nativa na propriedade rural desde 1823. Nesse período, José Bonifácio de Andrade e Silva, então conselheiro do Imperador, promulgou uma lei que regulamentava o uso do solo no Brasil, prevendo a manutenção de um sexto da área da propriedade com vegetação nativa.

Figura 1. Breve resumo dos marcos legais envolvendo as definições da reserva legal (RL) desde 1934 até 2012. Desde sua criação jurídica em 1934 até 1991, a RL tinha um papel de reserva de madeira e manutenção da produção agrícola dentro das propriedades. A partir de 2000, ela passou a ter função de conservação da biodiversidade em áreas privadas.

Como demonstrado na figura 1, é interessante observar que, até o ano 2000, a RL estava relacionada à manutenção da produção agrícola, enquanto fonte de madeira para a propriedade rural, e se referia exclusivamente à vegetação já existente na propriedade. Passado este período, a RL passa a ter a função de conservação da biodiversidade, juntamente com as unidades de conservação de domínio público. A exigência de recomposição da reserva legal surgiu pela primeira vez em 1991 na Política Nacional Agrícola, mas o artigo nunca foi regulamentado e, por isso, não pôde ser implementado. Desse modo, a recomposição da reserva legal começou a ser exigida, de fato, em 2001, por meio da medida provisória 2.166.

De acordo com a lei atual, a obrigação de recomposição da RL se dará caso o cômputo das áreas de preservação permanente (APPs), que são áreas protegidas devido à fragilidade física e ecológica, somadas à vegetação nativa remanescente na propriedade, não atinja a proporção mínima estabelecida nos artigos 12 e 13 da lei (ZAKIA & PINTO 2013). Esta obrigatoriedade se aplica a todas as propriedades rurais, exceto as que ocupem menos de quatro módulos fiscais e que tenham sido desmatadas antes de julho de 2008. Os proprietários têm prazo de vinte anos para a recomposição da RL, que pode ser feita por meio de condução da regeneração natural, replantio ou compensação em outro imóvel que tenha vegetação nativa excedente à RL mínima. Os mecanismos legais para regularização ambiental ainda estão começando a ser implantados nos estados brasileiros, o mesmo valendo para os incentivos econômicos.

É importante ressaltar que até 2012 não houve incentivo público ou privado para o cumprimento desta legislação no que se refere à recomposição da reserva legal. Os esforços de restauração no Brasil, até então, focaram nas áreas de preservação permanente, especialmente naquelas localizadas no entorno de nascentes e margens de rios, mesmo não existindo nenhuma obrigação legal de recomposição dessas áreas, a não ser em processos de licenciamento ambiental. Esta justa priorização, certamente, deveu-se à grande importância da proteção dos recursos hídricos (DURIGAN & MELO 2011). O mesmo se deu com os incentivos econômicos e políticas públicas que hoje estão em andamento, como o “Programa Nascentes” no Estado de São Paulo, bem como de outras iniciativas anteriores no Estado, como o Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas da CATI e o Projeto Matas Ciliares (Decreto Estadual nº 49.723, de 25/06/2005, término em 2011) com recursos financeiros do Global Environment Facility (GEF), tendo como agência implementadora o Banco Mundial. Em nível federal, podemos citar o Programa Plantadores de Rios do Ministério de Meio Ambiente, lançado em 2017.

Por outro lado, diferente das APPs, onde somente atividades de baixo impacto ambiental podem ser desenvolvidas (Art 8º; Seção II; Lei 12.651 de 2012; VALLE 2013), na RL é permitido o manejo florestal madeireiro sustentável, que pode representar um retorno econômico para o proprietário, uma fonte de recursos para uso na propriedade, além de fornecer serviços ecossistêmicos importantes, como o sequestro de carbono e polinização de culturas agrícolas (IMPERATRIZ-FONSECA & NUNES-SILVA 2010). Esses serviços, por sua vez, podem vir a ser remunerados por meio de Programas de Pagamentos por Serviços Ambientais (BORGO et al. 2017; GUEDES & SEEHUSEN 2011), como já implantado para os produtores

que preservam ou recuperam suas nascentes, a exemplo do Programa “Produtor de Água” da Agência Nacional de Águas.

Os custos da recuperação de APP e RL têm sido intensamente debatidos (BENINI & ADEODATO 2017; FEBRABAN 2018) e é recorrente a discussão de quem deve pagar a conta da recuperação dos ambientes degradados em propriedades privadas no Brasil. O debate é motivado pelo fato de que parte das áreas foi desmatada conforme legislação vigente na época, sem nenhuma transgressão e, ainda, com custos para o proprietário. Por outro lado, a recuperação dessas áreas gera benefícios de interesse comum para toda a sociedade em termos de conservação de água, clima e biodiversidade, enquanto que o ônus é individual. Estes argumentos são recorrentes quando se trabalha junto com proprietários rurais, e são compreensíveis. Contudo, para ampliar esta discussão é importante resgatar o Artigo 225 da Constituição Federal (CF), que prediz que todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, e que cabe ao Poder Público e à coletividade preservá-lo para as futuras gerações. Da mesma forma, o Artigo 186 da CF institui que a propriedade rural somente cumpre sua função social quando utiliza adequadamente os recursos naturais disponíveis e preserva o meio ambiente. Ou seja, constitucionalmente há um compromisso imposto tanto ao proprietário rural, quanto ao poder público em garantir o bom uso dos recursos naturais. Ademais, conforme consta na CF, é obrigação do poder público apoiar os proprietários rurais, técnica e financeiramente, para que eles possam conciliar a conservação da biodiversidade com a exploração sustentável dos recursos naturais em suas propriedades. Os instrumentos de incentivo que surgiram com a nova lei de proteção à vegetação nativa são uma resposta positiva do poder público nesse aspecto. Sob esse ponto de vista, recursos financeiros e linhas de financiamento do BNDES e Banco do Brasil, por exemplo, têm sido destinados para fomentar a recuperação em propriedades rurais (FEBRABAN 2018).

É importante ressaltar que a nova lei de proteção da vegetação nativa entrou em vigor num momento em que o Brasil está comprometido com uma série de acordos internacionais, no que se refere à recuperação de ambientes degradados. Estes acordos vão desde as Metas de Aichi, firmadas em 2010 durante a 10ª Conferência das Partes (COP) da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), na cidade de Nagoya, seguidas pela adesão ao Desafio de Bonn e Iniciativa 20x20, compromissos firmados em 2016, durante a 13ª COP da CDB, em Cancun. Ademais, durante a 21ª Conferência das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC), realizada em Paris em 2015, o Brasil se comprometeu em reduzir suas emissões de gases de efeito estufa em 37% até 2025 e 43% até 2030. Neste cenário

internacional, o Brasil assumiu, voluntariamente, o compromisso de restaurar, reflorestar e induzir a regeneração natural de 12 milhões de hectares de florestas até 2030. Vale ressaltar que nessa conta está inclusa a expansão de reflorestamentos comerciais.

Cabe ainda ressaltar que, internamente, existe a meta de restauração de 15 milhões de hectares de Mata Atlântica até 2050, iniciativa coordenada pelo Pacto Pela Restauração da Mata Atlântica, que já possui diversas ações em andamento (RODRIGUES et al. 2009). O Pacto da Mata Atlântica, assim como a Aliança pela Restauração da Amazônia, constituem-se em colaborações interinstitucionais que unem poder público, terceiro setor, iniciativa privada e proprietários rurais, para fomentar iniciativas de restauração nos dois biomas. Ademais, em resposta a todos esses compromissos, em 2017 foram instituídos a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Decreto 8.972 de 2017) e o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – PLANAVEG (BRASIL 2017). Estes instrumentos têm por objetivo fomentar os mecanismos financeiros e técnicos para concretização de suas metas.

A análise dos números mais atuais do Cadastro Ambiental Rural (CAR), principal instrumento de transparência instituído pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651 de 2012), cuja finalidade é de registrar todos os imóveis rurais no território brasileiro e identificar os passivos e ativos de vegetação nativa, mostra que, aplicando-se a nova lei florestal, há um passivo de 19 milhões de hectares que deverão ser recuperados para fins de adequação das propriedades rurais. Deste total, 11,2 milhões de ha estão em RL e 8,1 milhões de ha em APP (GUIDOTTI et al. 2017). Existe, portanto, forte demanda por estudos que foquem seus esforços em estratégias para recompor a reserva legal, levando em conta seus propósitos dentro da propriedade rural.

1.1. Modelos para recomposição de Reserva Legal no Brasil

Os estudos que propuseram alguns modelos para recomposição de RL no Brasil focaram em pequenas propriedades e discutiram, principalmente, o uso de sistemas agroflorestais nessas áreas (MARTINS & RANIERI 2014; RODRIGUES et al. 2007; RODRIGUES et al. 2008; SCHAITZA et al. 2008). Somente nos últimos anos foram iniciados projetos de restauração em grandes propriedades na região amazônica, sul da Bahia e Espírito Santo, que prevêem o corte seletivo de madeira (AMAZONAS et al. 2018; EMBRAPA disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-projetos/-/projeto/201971>; NBL & TNC 2013). Grande parte desses projetos propõem o uso de espécies exóticas, principalmente o

eucalipto, consorciado com espécies nativas. Outras espécies exóticas que vêm sendo usualmente cogitadas para compor esses consórcios são: o cedro-australiano, o mogno-africano e a teca (FEBRABAN 2018). Essas estratégias visam retorno financeiro rápido ao proprietário, já que as espécies mencionadas possuem cadeia produtiva estabelecida (AMAZONAS et al. 2018; FEBRABAN 2018). Tratam-se de modelos em estágios iniciais de implantação e não existem resultados publicados em relação ao efetivo retorno econômico de tais consórcios.

Sob o aspecto ecológico, diversos estudos que avaliaram o sub-bosque de plantios de eucalipto e pínus abandonados demonstraram que estas espécies podem ser potenciais catalisadoras da regeneração natural (BROCKERHOFF et al. 2008; CARNUS et al. 2006; DINIZ & MONTEIRO 2008; PARROTTA et al. 1997; VIANI et al. 2010). Por se tratar de culturas de ciclo longo, cujo ambiente interno é mais favorável para dispersores de sementes e desfavorável para gramíneas invasoras agressivas, o estabelecimento espontâneo de plantas nativas regenerantes nessas áreas pode ser favorecido (MODNA et al. 2010). Alguns autores sugerem que, nesses sistemas, as espécies florestais plantadas desempenhariam o mesmo papel das pioneiras em condições naturais (SILVA JÚNIOR et al. 1995; TABARELLI et al. 1993). Segundo Parrota et al. (1997), plantações florestais podem catalisar a regeneração natural, uma vez que promovem mudanças nas condições de microclima no sub-bosque, aumentando a complexidade da vegetação, desenvolvendo camadas de serapilheira e húmus. Tais mudanças aumentam a entrada de sementes a partir de florestas nativas vizinhas por meio de dispersão, favorecem a supressão das gramíneas e melhoram as condições de luz, temperatura e umidade para o crescimento de plântulas. Desde 1997, esses autores indicaram a necessidade de pesquisas voltadas para estratégias de manejo que fomentassem a regeneração natural em plantações florestais, considerando as necessidades sócio-econômicas locais e objetivos de conservação. Passados treze anos, Viani et al. (2010) retomaram a importância de estudos mais aprofundados sobre as florestas de produção, de modo a nortear o seu manejo para uma combinação ótima de exploração econômica e conservação da biodiversidade. E, mais uma vez, plantações florestais foram discutidas como potenciais facilitadores da restauração de florestas nativas (ABREU et al. 2011; PARROTTA 1992; 1993; PARROTTA et al. 1997; VIANI et al. 2010).

Essa mudança de paradigma a respeito de reflorestamentos comerciais faz com que as florestas plantadas, cujo manejo preserve o sub-bosque, possam ser consideradas como áreas de conservação e prestação de serviços ecossistêmicos, e não somente como áreas de produção (CARNEIRO & RODRIGUES 2007; LAMB 1998; LINDENMAYER et al. 2015). Desse

modo, tais florestas se enquadrariam como “florestas de usos múltiplos”, termo proposto por Nix (2012) para a América do Norte e Europa, cujo planejamento do manejo florestal combina dois ou mais objetivos, como obtenção de produtos madeireiros e não madeireiros, melhora da qualidade da paisagem, proteção contra enchentes, erosão e manutenção de recursos hídricos. A discussão atual acerca do manejo de florestas de produção se alinha a um conceito antigo, a chamada “silvicultura ecológica” (SEYMOUR & HUNTER JR. 1999), que já predizia, entre outros princípios, que sistemas silviculturais devem preservar, sempre que possível, os processos naturais da paisagem onde estão inseridos.

Essas análises, todavia, basearam-se em plantações comerciais de espécies exóticas ou para regiões temperadas. Poucos estudos avaliaram, exclusivamente, os aspectos ecológicos da regeneração sob plantios puros de espécies nativas, destacando-se os realizados na Costa Rica (BUTLER et al. 2008; CARNEVALE & MONTAGNINI 2002; CUSACK & MONTAGNINI 2004). Estudos voltados ao manejo sustentável de florestas tropicais, por sua vez, têm sido focados em florestas maduras, onde as árvores com potencial de exploração de produtos madeireiros ou não madeireiros já se encontram em fase de exploração, e uma série de instrumentos jurídicos já existem para regulamentar sua exploração. No Brasil, a exploração de florestas na Amazônia, por exemplo, deve considerar alguns critérios específicos, tais como: tamanho mínimo para corte e número de indivíduos que devem ser mantidos, respeitando a densidade natural de espécies raras e proibição de corte de espécies ameaçadas. Desse modo, há uma carência, no Brasil, de modelos de florestas plantadas com espécies nativas que conciliem a exploração florestal com a conservação de biodiversidade.

1.2. A discussão sobre a Reserva Legal no Estado de São Paulo

Em 2011, a Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo, em parceria com membros do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica e o Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEFa), organizou um Workshop sobre Florestas Nativas, cujo objetivo foi discutir propostas para subsidiar um plano de implantação de florestas nativas com viabilidade econômica e ecológica no Estado de São Paulo. A discussão focou em atividades compatíveis com o uso previsto para a reserva legal e diversas lacunas do conhecimento foram detectadas. Primeiramente, destacou-se a necessidade de elucidar como o manejo estipulado na lei pode ser aplicado na prática, de modo a não descaracterizar as funções da reserva legal. Deste modo, faz-se necessário discutir os requisitos ecológicos mínimos almejados para essas áreas,

ponderando o manejo e a integridade do sistema. Por conseguinte, surgiu a demanda por indicadores ecológicos e modelos de produção de espécies nativas para a reserva legal (IPEF 2012b).

A partir de então, uma equipe de trabalho coordenada pelo IPEF vem trabalhando na discussão de modelos para recuperação de áreas de reserva legal, contemplando as particularidades e restrições que ela apresenta, buscando dados e estudos para embasar as propostas. Um dos modelos apresentado foi o chamado “modelo de mosaico”, que seria composto por pequenos talhões puros, formando um mosaico composto por várias espécies nativas com potencial madeireiro (Figura 2). Este modelo, contudo, carece de comprovação científica para que possa ser considerado viável como alternativa para recomposição de reserva legal no Estado de São Paulo, ou até mesmo para outros estados futuramente.

Figura 2. Modelo de mosaico composto por talhões de espécies nativas com potencial madeireiro proposto para recomposição de reserva legal (IPEF 2012b).

No presente estudo, avaliamos plantios homogêneos de espécies nativas à luz do modelo de mosaico, para verificar sua viabilidade como alternativa para a recomposição da reserva legal. Avaliamos a trajetória desses plantios em longo prazo, com base nos atributos das espécies plantadas e em aspectos econômicos, simulando a venda de madeira. Partimos de alguns modelos hipotéticos para discutir seu enquadramento conforme a legislação vigente (Figura 3).

Figura 3. Modelos teóricos de reserva legal. **RL DE EXPLORAÇÃO**: trata-se da RL manejada com extração de produtos madeireiros, comprometendo negativamente os indicadores ecológicos. **RL DE CONSERVAÇÃO**: trata-se de RL sem manejo. **RL IDEAL**: trata-se de RL que consegue conciliar da melhor maneira possível a exploração sustentável dos recursos, sem comprometer os indicadores ecológicos, que seria a meta a ser atingida pelos modelos propostos. Considerando a dinâmica de comunidades vegetais, a RL IDEAL é um modelo norteador pois, sempre que houver exploração madeireira teremos RL DE EXPLORAÇÃO após a retirada da madeira, alternando em intervalos regulares com RL DE CONSERVAÇÃO, quando a área não for explorada. Ou ainda, quando o modelo proposto deixar áreas exclusivamente para conservação e para exploração, separadamente. Os valores apresentados nas figuras são hipotéticos e representam pontuações atribuídas para cada uma das funções esperadas para RL dentro de cada modelo.

Conforme explicitado na Figura 3, denominamos *RL de exploração* aquela onde ocorre extração de produtos madeireiros e não madeireiros, e *RL de conservação* aquela sem exploração, voltada exclusivamente para a conservação da biodiversidade. Denominamos *RL ideal* aquela que consegue conciliar, da melhor maneira possível, a exploração sustentável dos recursos, sem comprometer os indicadores ecológicos, que seria a meta a ser atingida pelo modelo proposto.

Consideramos como premissa que o modelo de mosaico facilitará os tratos silviculturais e a colheita da madeira. Isso porque, será mais fácil realizar as operações de

desrama e desbaste dos indivíduos de uma ou poucas espécies, quando comparada às operações de um consórcio de espécies numa mesma área, que demandam tratamentos silviculturais diferentes. Ademais, o plantio de uma ou poucas espécies pode aumentar a previsibilidade de produção da madeira. Vale ressaltar que, ao contrário dos plantios de eucalipto e pinus, a silvicultura de espécies tropicais ainda não desenvolveu práticas de manejo consagradas, no que se refere aos tratamentos silviculturais dos plantios, que possam ser amplamente aplicadas com sucesso. Além disso, devido à diversidade de espécies e de matrizes, o desenvolvimento de árvores nativas em plantios puros não é uniforme, como ocorre em reflorestamentos com uso de populações melhoradas ou híbridos. Desse modo, levanta-se a hipótese de que o plantio realizado conforme o modelo de mosaico reduzirá o impacto do manejo silvicultural e da retirada de madeira sobre a vegetação do sub-bosque, visando garantir a manutenção de processos ecológicos e diversidade de espécies, desde que a retirada da madeira seja realizada com baixa intensidade.

1.3. Como avaliar se plantios homogêneos cumprem as funções da Reserva Legal?

Para embasar a discussão do modelo de mosaico nos baseamos no conceito de florestas multifuncionais apresentado anteriormente, e dos “*novel socioecological systems*”, proposto por Lindenmayer et al. (2015) para manejo de florestas plantadas, buscando conciliar a produção florestal sem desconsiderar os aspectos ecológicos e sociais onde estão inseridos os plantios. Esses autores basearam-se no conceito do “*novel ecosystem*”, apresentado por Hobbs et al. (2006), que prediz que, devido à intensas alterações no ambiente, sejam elas naturais ou antrópicas, atualmente existem ecossistemas cuja composição de espécies difere da esperada para determinada localidade e que nunca retornarão à sua composição original. Lindenmayer et al. (2015) consideram que florestas plantadas para fins de exploração seriam extensos “*novel ecosystems*”, que devem ser manejados conforme o contexto social em que estão inseridos, promovendo a manutenção da biodiversidade.

Essa mudança na abordagem do manejo silvicultural de florestas de produção é acompanhada, paralelamente, pelo avanço da Ecologia da Restauração, que também embasa nossa análise. A Ecologia da Restauração clássica, que se consolidou nos últimos 30 anos, tinha como objetivo replicar ecossistemas originais, prevendo uma trajetória única da sucessão, enfatizando a recomposição de espécies. A Ecologia da Restauração atual, por outro lado, é pragmática em relação às suas metas, priorizando a recuperação de processos em vez da estrutura, levando em conta também as necessidades das populações que dependem dos

ecossistemas para sua sobrevivência. Essas duas versões da Ecologia da Restauração foram denominadas por Higgs et al. (2014) como Restauração v.1.0 e Restauração v.2.0, respectivamente.

Os próprios princípios da Society for Ecological Restoration (SER, 2004) definem que a restauração ecológica é o” *processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído*”, e apontam nove atributos nos quais o restaurador deve se basear para demonstrar que a trajetória do ecossistema em restauração segue as metas traçadas. Em linhas gerais, os nove atributos consideram que a área deve ser resiliente e auto-sustentável, contendo o máximo possível de espécies nativas que ocorram no ecossistema de referência, assim como dos grupos funcionais. Assume ainda a possibilidade de ocorrência de espécies exóticas domesticadas e ruderais não invasoras. Em resumo, as atividades de restauração visam colocar um ecossistema em uma trajetória de recuperação, baseado em um ecossistema de referência, para que possa se autossustentar e para que as espécies que o compõem possam se adaptar e evoluir (MCDONALD et al. 2016).

Por outro lado, muitos fatores influenciam as trajetórias dos ecossistemas em restauração (CROUZEILLES et al. 2016; REID et al. 2018; SUGANUMA et al. 2018), de modo que o ecossistema restaurado é consequência de como, onde e quando a restauração foi conduzida, sendo as trajetórias influenciadas, também, pelo modo como mensuramos os resultados, ou seja, pelos indicadores de monitoramento (BRUDVIG et al. 2017). Em geral, parâmetros de estrutura da vegetação (densidade de indivíduos, área basal, cobertura de copa), riqueza de espécies e diversidade funcional são mais previsíveis do que a composição taxonômica (SUGANUMA & DURIGAN 2015; LAUGHLIN et al. 2017). Por isso, tais parâmetros têm sido amplamente utilizados para avaliar o sucesso da restauração (BRUDVIG et al. 2017, LAUGHLIN et al. 2017; RUIZ-JAZEN & AIDE 2005; SUGANUMA & DURIGAN 2015; WORTLEY et al. 2013). Parâmetros sócio-econômicos, por sua vez, ainda são pouco utilizados para avaliação de projetos de restauração (RUIZ-JAZEN & AIDE 2005; WORTLEY et al. 2013).

No presente estudo, para dar suporte à seleção de modelos que possam ser implementados em áreas de reserva legal, utilizamos parâmetros de estrutura, riqueza, diversidade funcional e potencial econômico para avaliar os plantios homogêneos de espécies nativas. No capítulo 1, comparamos plantios homogêneos com i) plantios mistos de espécies nativas e ii) com florestas nativas de referência em diferentes graus de conservação, visando avaliar se os plantios homogêneos podem, em longo prazo, promover a conservação de

biodiversidade e manutenção de processos ecológicos. No capítulo 2, avaliamos se a sucessão ecológica em plantios homogêneos de espécies nativas é condicionada pelos atributos da espécie plantada ou por atributos abióticos, para identificar fatores que possam limitar o sucesso desses plantios puros em atingir os objetivos da RL. No capítulo 3, avaliamos se a exploração sustentável de madeira em plantios homogêneos de RL é uma atividade economicamente vantajosa para o proprietário rural frente a outros tipos de investimentos de longo prazo. Por fim, fizemos uma síntese dos aspectos positivos e negativos desse modelo para fins de recomposição da reserva legal.

À luz das novas abordagens de restauração ecológica e de manejo de florestas plantadas, a partir de uma análise multidisciplinar, buscamos contribuir para a compreensão da sucessão ecológica em áreas de plantios puros de espécies nativas em regiões tropicais, e discutir novas propostas para a recuperação e manejo da reserva legal. Esperamos, assim, colaborar para a implantação da nova lei de proteção da vegetação nativa em propriedades rurais no Brasil.

2. OBJETIVO GERAL DO ESTUDO

O objetivo geral do presente estudo foi avaliar a capacidade de plantios florestais homogêneos de espécies nativas em cumprir com as funções designadas para as áreas de Reserva Legal, atendendo à legislação vigente, de modo a contribuir para a conservação da biodiversidade, a manutenção de processos ecológicos, e permitir a exploração florestal sustentável. A partir desta discussão, visamos contribuir com estratégias de recuperação destas áreas e aprimoramento de políticas públicas voltadas à regularização ambiental de propriedades rurais.

Para responder aos diferentes aspectos do objetivo geral, o estudo foi dividido em três capítulos, com perguntas e hipóteses específicas, conforme apresentado a seguir:

Capítulo 1. Atributos ecológicos da comunidade vegetal em plantios homogêneos de espécies nativas

Pergunta: Áreas plantadas com uma única espécie arbórea conseguem, em longo prazo, promover a conservação de biodiversidade e a manutenção de processos ecológicos, funções esperadas para áreas de Reserva Legal em propriedades rurais?

Hipóteses: Em longo prazo, a estrutura da vegetação (densidade, área basal e biomassa) em plantios homogêneos de espécies nativas é semelhante à de plantios mistos de espécies nativas com idade semelhante e à de florestas de referência. Por outro lado, a riqueza, a diversidade de espécies e a diversidade funcional da comunidade vegetal presente em talhões homogêneos é inferior àquela observada em plantios mistos e florestas de referência. Os atributos funcionais relacionados a processos ecológicos (dispersão de sementes, polinização, ritmo de crescimento, massa da semente e área foliar específica) encontrados em talhões homogêneos, por sua vez, diferem daqueles observados em florestas de referência, mas se assemelham aos encontrados em plantios mistos.

Capítulo 2. Convergência estrutural e florística das comunidades sob plantios homogêneos com diferentes espécies arbóreas nativas

Pergunta: A sucessão ecológica em plantios homogêneos de espécies nativas é condicionada pelos atributos da espécie plantada, por atributos abióticos, ou por uma interação entre eles?

Hipóteses: Em áreas onde foram plantadas espécies decíduas ou semidecíduas de crescimento lento, que condicionam dossel mais aberto durante o ano, a densidade, área basal e riqueza de espécies regenerantes será maior do que em áreas onde foram plantadas espécies

com copas perenes mais amplas, que apresentam ritmo de crescimento rápido ou moderado, e que condicionam dossel mais fechado ao longo do ano. Por outro lado, em áreas com solos menos férteis, que tenham sido desmatadas e cultivadas intensivamente, os valores encontrados para densidade e área basal de espécies regenerantes será menor.

Capítulo 3. Viabilidade econômica da reserva legal depende da escolha das espécies e do manejo adequado

Pergunta: A exploração sustentável de madeira em plantios homogêneos em reserva legal é uma atividade economicamente vantajosa para o proprietário rural frente a outros tipos de investimentos de longo prazo?

Hipótese: Levando-se em conta as especificidades de manejo em Reserva Legal, a taxa interna de retorno da exploração madeireira em plantios homogêneos de espécies nativas que não tiveram tratos silviculturais será maior ou igual à taxa interna da poupança de modo a tornar esse tipo de atividade econômica atraente para os produtores que tenham obrigação de recuperar a Reserva Legal em suas propriedades.

3. ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DA COMUNIDADE VEGETAL EM PLANTIOS HOMOGÊNEOS DE ESPÉCIES NATIVAS

3.1. Introdução

A restauração ecológica busca, na prática, reconstruir comunidades degradadas por meio de estratégias que envolvam os níveis abiótico, biótico ou ambos. Nesse sentido, o plantio de espécies nativas tem sido uma das técnicas de restauração mais comumente utilizadas em ecossistemas florestais, especialmente para áreas com baixa resiliência (BRANCALION et al. 2015). A introdução de espécies arbóreas, mesmo em plantações puras, pode acelerar os processos de sucessão, criando ambiente mais favorável para a fauna, estabilizando as condições do solo e microclima, e tornando o local mais adequado para o estabelecimento de novas espécies (BUTLER et al. 2008). Estudos de plantios de espécies nativas e exóticas encontraram maior densidade e riqueza de espécies presente no sub-bosque dessas plantações, em comparação com áreas em regeneração natural ou pastagens abandonadas (ABREU et al. 2011; CARNEVALE & MONTAGNINI 2002; CUSACK & MONTAGNINI 2004; DINIZ & MONTEIRO 2008; MODNA et al. 2010; PARROTA et al. 1997; POWERS et al. 1997; VIANI et al. 2010). Ao comparar o sub-bosque de plantios puros com plantios mistos de espécies nativas próximos a florestas secundárias na Costa Rica, Butler et al. (2008) não observaram diferença na riqueza e na síndrome de dispersão das espécies em regeneração entre os dois ambientes. Já Abreu et al. (2011) observaram riqueza maior de espécies de cerrado sob plantios de *Pinus elliottii*, quando comparado a áreas adjacentes de cerradão. Em geral, esses estudos mostraram que a densidade da regeneração tem correlação com o tipo de dossel formado pelas espécies plantadas, que condiciona a disponibilidade de luz no sub-bosque.

Para avaliar áreas em recuperação, em comparação com ecossistemas de referência, os parâmetros da vegetação mais comumente utilizados são: densidade de indivíduos, área basal e cobertura de copas, assim como riqueza e diversidade de espécies. Tais parâmetros apresentam trajetórias previsíveis e estão correlacionados a processos ecológicos importantes e, por isso, são considerados bons indicadores preditivos do sucesso da restauração, ao passo que a composição taxonômica é mais variável e menos previsível (DUFFY 2009; LAUGHLIN et al. 2017; SUGANUMA & DURIGAN 2015). Por outro lado, alguns autores consideram que avaliação por meio de atributos funcionais permite aprimorar a compreensão do funcionamento dos ecossistemas, pois considera o modo como a comunidade responde às condições

ambientais, ao mesmo tempo em que mostra como o funcionamento do ecossistema é afetado pelos atributos, auxiliando na compreensão das regras de montagem de comunidades (CIANCIARUSO et al. 2009; LAVOREL & GARNIER 2002; LAUGHLIN et al. 2017; PETRAITIS & HOFFMAN 2010; SUDING & HOBBS 2009a). Experimentos controlados de biodiversidade e funcionamento de ecossistemas (*BEF – biodiversity and ecosystem functioning*) têm apontado que, em média, sistemas com mais espécies possuem maior biomassa acumulada e recursos utilizados dentro dos níveis tróficos, sendo que a variância destes atributos é menor ao longo do tempo, quando comparados a sistemas com somente uma espécie (BALVANERA et al. 2006; CARDINALE et al. 2006; DUFFY 2009).

Visando compreender se áreas plantadas com somente uma espécie conseguem, em longo prazo, promover a conservação de biodiversidade e manutenção de processos ecológicos, comparamos a comunidade vegetal em plantios homogêneos de espécies nativas com i) plantios mistos, que é a prática mais comum de restauração de florestas no Brasil, e com ii) florestas nativas de referência, com diferentes graus de conservação. Considerando a literatura existente e observações de campo, nossa hipótese é de que plantios homogêneos conseguem restaurar atributos estruturais da comunidade das florestas nativas, mas não a sua riqueza e diversidade. Ademais, hipotetizamos que plantios puros apresentam menor diversidade funcional e que os atributos predominantes são distintos daqueles encontrados em plantios mistos e florestas de referência.

Para testar nossas hipóteses, utilizamos os parâmetros de densidade de indivíduos lenhosos, de samambaias e trepadeiras, área basal e biomassa. Avaliamos a riqueza e diversidade das espécies, assim como a diversidade funcional baseada nos seguintes atributos: síndrome de dispersão, síndrome de polinização, ritmo de crescimento, massa da semente e área foliar específica. Ao longo dos processos de sucessão espera-se que aumente o número de espécies zoocóricas (LIEBSCH ET AL. 2008; TABARELLI & PERES 2002), tolerantes à sombra e de crescimento lento (LIEBSCH ET AL. 2008; SUGANUMA & DURIGAN 2015), e que aumente a riqueza das síndromes de polinização (MARTINS & ANTONINI 2016). A massa da semente, por sua vez, está correlacionada à resposta da espécie a fatores abióticos e bióticos, no que se refere à distância de dispersão e sucesso de estabelecimento, cujo efeito nos processos ecológicos está relacionado à transferência de energia na cadeia trófica (WESTOBY et al. 2002). Já a área foliar específica está relacionada à resposta da espécie ao ambiente em termos de crescimento, palatabilidade, habilidade competitiva e longevidade foliar, e se relaciona com a produtividade primária do ecossistema (FUNK et al. 2008). Assim, espécies

em ambientes florestais ricos em nutrientes podem investir em larga superfície foliar por unidade de massa foliar, que aumenta a taxa de crescimento da planta e otimiza sua habilidade competitiva por luz no interior das florestas (MARACAHIPES et al. 2018). Em geral, espécies tolerantes à sombra possuem área foliar específica e massa da semente maiores (WESTOBY et al. 2002). Por outro lado, a ausência de grandes dispersores em ambientes fragmentados pode afetar o tamanho das sementes em florestas tropicais, com tendência a predominarem sementes pequenas (GALETTI et al. 2013). Esperamos encontrar, em plantios homogêneos, espécies com menores valores de área foliar específica e massa de semente, espécies de crescimento rápido e intermediário mais frequentes, predomínio de espécies autocóricas e anemocóricas e menor número de síndromes de polinização, em comparação com plantios mistos e florestas de referência.

3.2. Material e métodos

Para testar as hipóteses deste capítulo e responder parte da pergunta central da tese, comparamos as comunidades vegetais resultantes de plantios homogêneos de espécies nativas, com as comunidades formadas por plantios mistos ou existentes em ecossistemas de referência. Selecionamos plantios com mais de 20 de anos por considerar que plantios florestais com esta idade já apresentam regeneração no sub-bosque e podem sofrer manejo a partir de desbaste seletivo. As áreas de plantio homogêneo e parte dos resultados deste capítulo irão subsidiar as análises dos capítulos 2 e 3.

3.2.1. Áreas de estudo

3.2.1.1. Plantios homogêneos

Avaliamos 28 talhões de plantios homogêneos de doze espécies nativas, localizados em áreas de ocorrência de Floresta Estacional Semidecidual, nos Estados de São Paulo e Paraná. Destes, seis estão localizados na Estação Experimental de Jaú (EExJ), administrada pelo Instituto Florestal, que fica localizada no município de Jaú, região centro-oeste do Estado de São Paulo. A EExJ possui 258,65 ha, que se distribuem em quatro glebas separadas. O clima desta região, segundo a classificação de Alvares et al. (2013) é Cwa de Köppen, subtropical de inverno seco e verão quente (Figura 4). A precipitação média anual é de 1418 mm e a

temperatura média anual é de 22 °C, segundo dados da Estação Hidrometeorológica de Jahu. Entre os meses de julho a setembro (inverno) há déficit hídrico no município (SENTELHAS et al. 2003). Os plantios foram realizados em 1967, exceto por um plantio de cabreúva que foi realizado em 1985 (Tabela 1). O solo predominante no município de Jaú e na EExJ é do tipo Latossolo Vermelho ou Vermelho-Amarelo Distrófico (ROSSI 2017). Atualmente, o entorno da EExJ é ocupado, majoritariamente, por cana-de-açúcar, pequenas pastagens e antigas plantações de café, que era a principal cultura na região no passado.

Figura 4. Climograma do município de Jaú. Valores médios mensais obtidos para o período de 2006 a 2016. (Fonte: Estação Hidrometeorológica da FATEC de Jaú, disponível em: <http://www.fatecjahu.edu.br/estacao>).

Os demais talhões amostrados estão localizados nos refúgios biológicos criados pela Itaipu Binacional na época da construção da hidrelétrica, para abrigo dos animais resgatados antes do enchimento do reservatório (MENDES 2009). Destes, 21 talhões estão localizados no Refúgio Biológico Santa Helena (RBSH), no município de Santa Helena, região oeste do Estado do Paraná, que é administrado pela Secretaria de Meio Ambiente e Agricultura de Santa Helena, em parceria com a Itaipu Binacional. O RBSH possui 1.482 ha e faz parte do corredor Iguaçu-Paraná, entre o Parque Nacional de Iguaçu e o Parque Nacional da Ilha Grande (KLIVER 2010). Os plantios estudados foram realizados em 1982, de modo que a idade por ocasião da amostragem era de 34 anos.

De acordo com registros da Itaipu Binacional e Pistori (1998), foram plantados 240 talhões homogêneos de diversas espécies nativas e exóticas. Atualmente, não é possível distinguir com precisão a maioria dos talhões, dada a abundância da regeneração natural do

sub-bosque e a alta mortalidade das árvores plantadas. Destes 240 talhões, selecionamos 21, de sete espécies nativas, com três réplicas cada. Para o presente estudo, as espécies foram selecionadas de acordo com as características da copa, síndrome de dispersão e possibilidade de exploração madeireira.

Por fim, selecionamos um talhão de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) que está localizado no Refúgio Biológico Bela Vista (RBBV), no município de Foz do Iguaçu, administrado pela Itaipu Binacional, que possui 1.920 ha. O plantio foi realizado em 1992, para fins de experimentação silvicultural. Este talhão está adjacente a um banco de germoplasma e a outros plantios de espécies nativas realizados pela Itaipu. A idade desse talhão na ocasião da amostragem era de 24 anos.

O clima de Foz do Iguaçu e Santa Helena, segundo classificação de Alvares (2013), é do tipo Cfa de Köppen, subtropical úmido mesotérmico, com precipitação média anual de 1.831 mm e temperatura média anual de 21,6 °C (KLIVER 2010, Figura 5), sem registros de déficit hídrico na região (SENTELHAS et al. 2003). Os tipos de solo predominantes na região oeste do Paraná são Latossolo Vermelho Distroférico, Latossolo Vermelho Eutroférico e Nitossolo Vermelho Eutroférico (SiBCS 2006). A paisagem da região do oeste do Paraná é composta por agricultura intensiva de culturas anuais, como soja e milho.

Figura 5. Climograma do município de Foz do Iguaçu, Paraná. Valores médios mensais obtidos para o período de 2008 a 2016 (Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia, disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal>).

Os talhões avaliados neste estudo (Tabela 1, Figura 6) foram implantados com finalidade de restauração florestal. Nenhum talhão sofreu manejo e o sub-bosque nunca foi

roçado, exceto durante as operações de manutenção, entre dois a três anos pós-plantio. Os únicos experimentos silviculturais são: um talhão de cabreúva (*Myroxylon peruiferum*) na EExJ e um talhão de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) na RBBV. Este último sofreu corte seletivo de indivíduos jovens de aroeira com aproximadamente 10 anos pós-plantio, sendo abandonado posteriormente, segundo informações repassadas por funcionários da Itaipu Binacional.

3.2.1.2. Plantios mistos

Os dados de estrutura (densidade e área basal), riqueza e composição florística de plantios mistos foram extraídos do banco de dados de Suganuma (2013) e Suganuma & Durigan (2015). Estes autores avaliaram 26 florestas ripárias em processo de restauração, por meio de plantio misto com espécies nativas e exóticas, com idades entre 4 e 53 anos, cuja formação vegetal também era de Floresta Estacional Semidecidual. Dado que a idade é um fator importante na resposta de variáveis de estrutura e riqueza de áreas em processo de restauração e florestas secundárias (CROUZEILLES et al. 2016; DURIGAN et al. 2016; SUGANUMA & DURIGAN 2015), para o presente estudo foram selecionados cinco plantios de restauração, com idades entre 24 e 53 anos (Tabela 2, Figura 6), uma vez que o plantio homogêneo mais novo amostrado no presente estudo foi de 24 anos.

3.2.1.3. Ecossistemas de referência

Utilizar áreas distintas, que representam amplo espectro de histórico de uso do solo e de regimes de distúrbios numa mesma região ecológica, é recomendável quando se almeja avaliar a trajetória sucessional de áreas em restauração em comparação com ecossistemas de referência (RUIZ-JAZEN & AIDE 2005; SUGANUMA & DURIGAN 2015). Deste modo, para o presente estudo, foram utilizados onze ecossistemas de referência, localizados nos estados do Paraná e São Paulo. Trata-se de fragmentos com diferentes regimes de distúrbio e tipo de solo, mas todos localizados em regiões de Floresta Estacional Semidecidual. Destes onze ecossistemas de referência, dois foram amostrados no presente estudo e os dados de estrutura, riqueza e composição florística de espécies arbóreas de nove áreas foram obtidos a partir do banco de dados gerados pelos estudos de Suganuma (2013) e Suganuma & Durigan (2015). As áreas se encontram em diferentes status de conservação, sendo que cinco delas são florestas maduras, sem registros de distúrbios; três delas são florestas maduras com algum grau

de degradação e outras três são florestas secundárias em áreas de pastagem abandonada (Tabela 3, Figura 6).

Figura 6. Localização dos plantios homogêneos em Santa Helena-PR, Foz do Iguaçu- PR e Jaú-SP e de dois ecossistemas de referência avaliados no presente estudo, dos plantios mistos e ecossistemas de referência (dados de SUGANUMA 2013 e SUGANUMA & DURIGAN 2015) utilizados para análise do presente estudo.

Tabela 1. Caracterização das áreas de plantio homogêneo de espécies nativas selecionadas para realização do estudo. EExJ- Estação Experimental de Jaú, no município de Jaú- SP; RBSH- Refúgio Biológico Santa Helena, no município de Santa Helena - PR; RBBV- Refúgio Biológico Bela Vista, no município de Foz do Iguaçu. Ref.: referência da área ao longo do texto. SD: síndrome de dispersão; anemo: anemocórica; zoo: zoocórica; cad: caducifolia; per: perenifolia. * experimento silvicultural – teste de progênie e procedência.

Local	Ref.	Ano do plantio	Idade do plantio (anos)	Nome científico	Nome popular	Nº talhões amostrados	Área (ha)	SD	Tipo de copa	Espaçamento
*Jaú/SP	cabreuva(85)_EExJ	1985	31	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	cabreúva	1	0,6 ha	anemo	cad	3 m x 2 m
Jaú/SP	cabreuva(67)_EExJ	1967	49	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	cabreúva	1	0,6 ha	anemo	cad	Indefinido
Jaú/SP	canafistula_EExJ	1967	49	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	canafistula	1	1,2 ha	anemo	cad	Indefinido
Jaú/SP	marfim_EExJ	1967	49	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl	pau-marfim	1	1,2 ha	anemo	cad	Indefinido
Jaú/SP	aroeira_EExJ	1967	49	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	aroeira	1	10 ha	anemo	cad	Indefinido
Jaú/SP	Angico-branco_EExJ	1967	49	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan var. <i>colubrina</i>	angico-branco	1	0,6 ha	anemo	cad	Indefinido
*Foz do Iguaçu/PR	aroeira_RBBV	1992	24	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	aroeira	1	2 ha	anemo	cad	2,5 m x 1 m
Santa Helena/PR	iperoxo_RBSH	1982	34	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.)	ipê-roxo	3	2 ha	anemo	cad	4 m x 4 m
Santa Helena/PR	ipeamarelo_RBSH	1982	34	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	ipê-amarelo	3	2 ha	anemo	cad	4 m x 4 m
Santa Helena/PR	guarucaia_RBSH	1982	34	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	guarucaia	3	2 ha	anemo	cad	4 m x 4 m
Santa Helena/PR	guabiroba_RBSH	1982	34	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	guabiroba	3	2 ha	zoo	per	4 m x 4 m
Santa Helena/PR	araca_RBSH	1982	34	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	araçá	3	2 ha	zoo	per	4 m x 4 m
Santa Helena/PR	inga_RBSH	1982	34	<i>Inga striata</i> Benth.	ingá	3	2 ha	zoo	per	4 m x 4 m
Santa Helena/PR	pitanga_RBSH	1982	34	<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitanga	3	2ha	zoo	per	4 m x 4 m

Tabela 2. Informações detalhadas das cinco florestas ripárias em processo de restauração onde foram realizados plantios mistos de espécies nativas, que foram utilizadas para análise neste estudo. Dados obtidos a partir do banco de dados de Suganuma (2013) e Suganuma & Durigan (2015). Ref: referência da área ao longo do texto.

Ref.	Coordenadas (lat/long)	Estado	Idade (anos)	Área (ha)	Temperatura média anual (C°)	Pluviosidade anual (mm)	Uso anterior do solo	Distância de fonte de propágulos (m)	Tipo de solo	Técnica de restauração			
										N° de espécies plantadas	Densidade mudas plantadas (ind. ha ⁻¹)	Espécies nativas plantadas (%)	Manutenção pós-plantio (anos)
Selviria	20°21'00"/ 51°23'51"	MS	24	2,3	25,2	1.156	Agricultura	800	Latossolo	21	1.667	87	3
Promissão	21°19'43"/ 49°47'04"	SP	27	2,7	23,6	1.266	Pastagem	2.000	Latossolo	24	2.000	57	>3
Cananéia I	22°47'32"/ 50°28'07"	SP	28	3,0	22,3	1.249	Agricultura	815	Latossolo	16	889	45	>3
Cananéia II	22°46'58"/ 50°27'46"	SP	38	0,5	22,3	1.249	Agricultura	1.530	Latossolo	26	889	48	>3
Usina Ester	22°40'20"/ 47°12'28"	SP	53	21,9	21,9	1.256	Agricultura	0	Latossolo	23	833	64	>3

Tabela 3. Detalhes da localização, do clima, tipo de solo e histórico de uso do solo e dos distúrbios das onze áreas de referência utilizadas neste estudo a partir do banco de dados de Suganuma (2013) e Suganuma & Durigan (2015). Ref: referência da área ao longo do texto. * áreas amostradas neste estudo.

Tipo de ecossistema de referência	Ref.	Coordenadas (lat/long)	Estado	Área (ha)	Temperatura média anual (C°)	Precipitação anual (mm)	Tipo de solo	Histórico de uso e distúrbios
Floresta madura	REF 1	22°36'20"/ 52°18'17"	SP	33.845,3	23,4	1.131	Latossolo	Sem registro de distúrbios
	REF 2	22°24'37"/ 49°41'34"	SP	2.178,8	21,4	1.249	Latossolo	
	REF 3	23°23'28"/ 51°00'14"	PR	374,3	20,9	1.629	Latossolo	
	REF 4*	25°29'40"/ 54°21'47"	PR	242	21,6	1.831	Latossolo	
	REF 5*	22°18'43"/ 48°31'13"	SP	143	22	1.404	Latossolo	
Floresta degradada	REF 6	22°49'02"/ 49°59'12"	SP	9,2	22,3	1.249	Latossolo	Presença de gado e retirada seletiva de madeira. Atividades cessaram 40 anos antes da amostragem
	REF 7	22°48'15"/ 50°16'15"	SP	6	22,3	1.249	Latossolo	
	REF 8	22°17' 09"/ 50°48'11"	SP	10,6	22,4	1.255	Latossolo	
Floresta secundária	REF 9	22°76'63"/ 50°56'91"	SP	10,6	22,4	1.205	Latossolo	Pastagem, abandonada por pelo menos 35 anos antes da amostragem
	REF 10	22°78'08"/ 50°48'47"	SP	6,7	22,3	1.249	Latossolo	
	REF 11	22°64'71"/ 50°59'65"	SP	4,0	22,3	1.249	Latossolo	

3.2.2. Coleta de dados da vegetação

Em cada local, a comunidade vegetal foi amostrada pelo método de parcelas (MÜLLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974), em área total de 1000 m² em cada talhão e nos ecossistemas de referência (RPPN Santa Maria e RPPN Amadeu Botelho, Tabela 3). Para tanto, utilizamos cinco parcelas de 20 m x 10 m, que foram dispostas sistematicamente ao longo de um transecto central, o qual foi disposto no sentido de maior comprimento no interior dos talhões. A distância entre as parcelas ao longo do transecto foi de 5 m, para se adequar à distância máxima possível dos menores talhões, padronizando a amostragem.

Nos talhões da EExJ, que eram de diferentes tamanhos e que não apresentavam formato regular, excluímos sempre duas linhas de borda ao redor do talhão e alocamos o transecto na porção mais central possível. Nos talhões do RBBV e RBSH, que eram uniformes e com formato retangular, consideramos cinco linhas de borda a partir da estrada de acesso e alocamos o transecto no meio do talhão (Figura 7). Optamos por sistematizar a amostragem em campo, pois os talhões possuíam formatos e bordas diferentes entre as três localidades.

Figura 7. Esquema da disposição das parcelas no interior dos talhões no RBBV e RBSH (A) e na EExJ (B) e detalhe da parcela e sub-parcelas utilizadas para amostragem.

Para alocar o transecto no interior da RPPN Santa Maria, localizada em Santa Terezinha de Itaipu- PR, utilizamos uma trilha de educação ambiental que corta o fragmento no sentido de menor comprimento. Instalamos o transecto a 120 m da trilha para evitar o efeito de borda. Na RPPN Amadeu Botelho, localizada no município de Jaú- SP, a amostragem foi realizada num trecho mais conservado do fragmento e que se encontrava na mesma vertente que os plantios amostrados na EExJ.

Amostramos todos os indivíduos arbóreos e arbustivos, os quais foram subdivididos em três classes de tamanho, a saber: classe 1) $DAP \geq 5$ cm; classe 2) $1 \text{ cm} \leq DAP < 5$ cm; Classe 3) indivíduos com altura $\geq 0,5$ m e $DAP < 1$ cm.

Nas parcelas de 20 m x 10 m, todos os indivíduos da classe 1 foram amostrados e mensurados quanto à altura total, utilizando o hipsômetro modelo Vertex IV (Haglöf Sweden), e perímetro à altura do peito (PAP), que foi medido com fita métrica. Para amostragem dos indivíduos da classe 2 foi utilizada uma sub-parcela de 20 m x 2 m, localizada no canto inferior de cada parcela maior (Figura 7). Todos os indivíduos foram contabilizados, identificados e tiveram a altura estimada.

Para amostragem dos indivíduos da classe 3 foram utilizadas quatro sub-parcelas de 2 m x 2 m, alocadas nos vértices da parcela maior (Figura 7), dentro das quais também foram contabilizadas outras formas de vida, como trepadeiras (lenhosas e herbáceas) e samambaias. Para contabilizar as trepadeiras foram considerados todos os indivíduos com raízes no interior da parcela.

Com relação às demais áreas, cujos dados foram obtidos de Suganuma (2013) e Suganuma & Durigan (2015), tanto os plantios mistos quanto os ecossistemas de referência, a amostragem foi realizada por meio de 10 parcelas de 20 m x 5 m, distribuídas aleatoriamente ao longo das áreas. No interior das parcelas os autores amostraram todos os indivíduos lenhosos acima de 50 cm de altura, que foram subdivididos nas três classes de tamanho mencionadas anteriormente. Os autores também contabilizaram trepadeiras, samambaias e árvores com epífitas, além de outros elementos que não foram utilizados para o presente estudo.

3.2.3. Classificação das espécies quanto aos atributos funcionais

As espécies foram agrupadas em famílias de acordo com o sistema de classificação APG IV (APG 2016). As sinónimas e grafia das espécies foram checadas utilizando o banco de dados da *Flora do Brasil 2020*, do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (disponível em:

<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>). As espécies (nativas e exóticas) identificadas a partir do nível de gênero foram categorizadas quanto à síndrome de dispersão e polinização, e ritmo de crescimento (ALMEIDA- NETO et al. 2008; CARVALHO 2003; 2006; 2008; 2010; 2014; DURIGAN et al. 2004; YAMAMOTO et al. 2007). Para a categorização consideramos somente a síndrome principal, uma vez que, na literatura foi encontrada mais de uma síndrome para a mesma espécie. Para as espécies que não foram identificadas em nível de gênero ou espécie foram atribuídos morfotipos e foram consideradas somente nas análises de estrutura, riqueza e diversidade, não tendo sido consideradas para análise dos atributos funcionais, pois não puderam ser classificadas.

Os atributos massa da semente (mg) e área foliar específica ($\text{m}^2.\text{kg}^{-1}$) foram obtidos a partir do banco de dados do Botanical Information and Ecology Network (ENQUIST et al. 2016), utilizando o pacote BIEN (<http://bien.nceas.ucsb.edu/bien/>) no ambiente computacional R (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, AT). Os dados foram obtidos para o nível de espécie, mas quando esta informação não pôde ser obtida, utilizamos médias para os níveis de gênero ou família (Apêndice A).

3.2.4. Análise dos dados

Para testar se plantios homogêneos conseguem promover a conservação de biodiversidade e manutenção de processos ecológicos, separamos as florestas amostradas em cinco categorias distintas: plantios homogêneos (PH), plantios mistos (PM) e florestas de referência, estas separadas em florestas maduras (FM), florestas degradadas (FD) e florestas secundárias (FS). Embora haja dois grupos dentro dos plantios homogêneos (os plantios do Paraná e de São Paulo), optamos por analisá-los como um grupo único neste capítulo. No capítulo 2 discutimos as comunidades em regeneração nos plantios homogêneos mais detalhadamente.

As análises dos parâmetros estruturais e atributos funcionais foram realizadas para cada classe de tamanho, conforme a amostragem realizada, isto é, classes 1, 2 e 3, possibilitando a discussão das trajetórias de sucessão nos ecossistemas estudados. Os dados de riqueza e diversidade foram analisados para a comunidade como um todo.

3.2.4.1. Riqueza, diversidade de espécies e diversidade funcional

Calculamos o índice de diversidade Alfa de Fisher (MAGURRAN 1988; 2004) e a riqueza rarefeita para 100 indivíduos para as comunidades foi obtida por meio de 1000 aleatorizações (sem reposição) (SUGANUMA & DURIGAN 2015). Utilizamos os atributos pré-definidos para calcular inicialmente uma matriz de distância funcional entre todos os pares de espécies. Para isso, utilizamos a distância de Gower modificada por Pavoine et al. (2009). A partir dessa matriz, calculamos a diversidade funcional de cada área (RaoFD), utilizando o método da entropia quadrática (Rao 1982) que leva em consideração a abundância das espécies. Para massa da semente e área foliar específica calculamos o valor médio de cada área ponderado pela abundância de cada espécie (CWM- community weighted mean, GARNIER et al. 2004). Esses cálculos foram feitos utilizando os pacotes *FD* (LALIBERTE & SHIPLEY 2011) e *ade4* (DRAY et al. 2018).

A fim de testar se a riqueza rarefeita, diversidade α , diversidade funcional (RaoFD), massa da semente (mg) e área foliar ($\text{m}^2.\text{kg}^{-1}$) eram menores em plantios homogêneos quando comparados a plantios mistos e florestas de referência, utilizamos modelos lineares mistos do pacote *lme4* (BATES et al. 2018), considerando o local (Paraná, São Paulo e Mato Grosso do Sul) como variável aleatória, visando controlar este efeito nas variáveis resposta. Os atributos qualitativos (síndrome de dispersão, polinização e ritmo de crescimento) foram comparados entre as categorias de floresta por meio de análise qui-quadrado, conforme proposto por Götzenberger et al. (2012) para análise da proporcionalidade de guildas em comunidades de plantas.

3.2.4.2. Densidade, Área basal e biomassa

Calculamos a área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) e a biomassa ($\text{Mg}.\text{ha}^{-1}$) para os indivíduos com DAP ≥ 5 cm, e densidade ($\text{ind}.\text{ha}^{-1}$) para cada uma das classes de tamanho, além de samambaias e trepadeiras. Para cálculo da biomassa total, foram somadas a biomassa acima do solo e de raízes. Para o cálculo da biomassa acima do solo (BAS) foi utilizada a equação de Chave et al. (2005) para florestas secas, conforme equação (a). Esta equação foi a escolhida, por ter sido desenvolvida a partir de árvores localizadas em áreas cuja pluviosidade anual e duração da estação seca eram mais próximas das áreas avaliadas neste estudo. Ademais, foi realizada uma comparação prévia com outras equações desenvolvidas com dados de árvores coletadas, que

foram gentilmente disponibilizados pelo Doutor Antônio Carlos Galvão de Melo, e a equação de Chave apresentou menor erro-padrão em relação às demais.

$$\text{BAS} = 0,112 \times (\rho D^2 H)^{0.916} \quad \text{Equação (a)}$$

onde:

BAS: biomassa acima do solo (Mg.ha^{-1})

ρ : densidade da espécie (g.cm^3)

D: diâmetro do indivíduo (cm)

H: altura do indivíduo (m)

O parâmetro da densidade utilizado na fórmula foi obtido no Global Wood Density Database (ZANNE et al. 2009), Carvalho (2003) e Brown (1997), e aplicado para as espécies que representavam no mínimo 50% da área basal de cada área avaliada que, por sua vez, constituíam a maior parte do carbono de cada local avaliado. Para as demais espécies, atribuímos o valor de $0,715 \text{ g.cm}^3$, que é a densidade média para as espécies da região tropical da América do Sul (ZANNE et al. 2009), uma vez que, para várias espécies, não foram encontrados os valores na literatura nem no banco de dados. Para biomassa de raízes foi utilizada a equação (b) de Cairns et al. (1997).

$$\text{BR} = \exp (-1,0850 + 0,9256 (\ln \text{BAS})) \quad \text{Equação (b)}$$

onde:

BR: biomassa de raízes (Mg.ha^{-1})

BAS: biomassa acima do solo (Mg.ha^{-1})

ln: logaritmo em base neperiana

A fim de testar a hipótese de que plantios homogêneos terão estrutura e biomassa semelhante à de plantios mistos com a mesma idade e com florestas de referência, utilizamos modelos lineares mistos do pacote *lme4* (BATES et al. 2018). O local de cada comunidade (São Paulo, Paraná e Mato Grosso do Sul) foi considerado a variável preditora aleatória, visando controlar este efeito nas variáveis resposta. A normalidade e homocedasticidade foram avaliadas visualmente por meio da distribuição dos resíduos. As análises foram realizadas no

ambiente computacional Rstudio versão 1.0.153 (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, AT).

3.3. Resultados

Os plantios homogêneos apresentaram área basal e biomassa semelhante à das florestas de referência e inferiores aos plantios mistos, que, por sua vez, apresentaram valores superiores às florestas de referência ($p < 0,05$, Figura 8, Tabela 4). Nos plantios homogêneos, a espécie plantada representa entre 53% a 94% da área basal total, com exceção de nove plantios, dentre eles os de ipê-amarelo (*Handroanthus ochraceus*), que foi introduzido em Santa Helena, mas não se adaptou às condições locais e não se desenvolveu. Nos plantios mistos, 80% da área basal é representada por apenas seis espécies, exceto na Usina Ester, onde 14 espécies compõem essa porcentagem de área basal. Nas florestas de referência, esse número variou entre quatro a quatorze espécies.

Com relação à densidade de indivíduos, não houve diferença entre as áreas para as classes 1 e 2 ($p > 0,05$, Tabela 4). Na classe 3, os plantios homogêneos apresentaram maior densidade quando comparados às florestas secundárias e plantios mistos, e densidade semelhante às florestas degradadas e florestas maduras ($p < 0,05$, Figura 8, Tabela 4). A densidade de trepadeiras nos plantios homogêneos foi maior quando comparada aos plantios mistos e semelhante às florestas de referência ($p < 0,05$, Figura 9, Tabela 4). A densidade de samambaias foi semelhante entre os plantios homogêneos e florestas maduras, as quais apresentaram valores superiores às demais áreas ($p < 0,05$, Figura 9, Tabela 4).

Figura 8. Comparação dos parâmetros estruturais entre os plantios homogêneos (PH), plantios mistos (PM) e áreas de referência subdivididas em floresta madura (FM), floresta degradada (FD) e floresta secundária (FS). Letras diferentes indicam que houve diferença ($P < 0,05$). Área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) para indivíduos com $\text{DAP} \geq 5$ cm; Biomassa total ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$), Densidade (ind. ha^{-1}) para indivíduos com $\text{DAP} > 5$; Densidade (ind. ha^{-1}) para indivíduos com $1 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 5$ cm; Densidade (ind. ha^{-1}) para indivíduos com $\text{DAP} < 1$ cm, acima de 50 cm de altura. A caixa é limitada pelo primeiro e terceiro quartis, a linha escura no interior da caixa representa a mediana, e as linhas tracejadas representam a dispersão dos dados. Os círculos são outliers.

Considerando todas as classes de tamanho avaliadas, os plantios homogêneos apresentaram riqueza rarefeita de espécies lenhosas menor do que as florestas maduras, mas não diferiram dos plantios mistos, florestas degradadas ou secundárias ($p < 0,01$, Figura 10, Tabela 4). No que se refere à diversidade α de espécies lenhosas, os PH apresentaram valores inferiores às florestas maduras e plantios mistos, mas não diferiram das florestas degradadas e secundárias ($p < 0,01$, Figura 10, Tabela 4). Dos 28 plantios homogêneos avaliados, onze apresentaram valores próximos às áreas de referência e aos plantios mistos. O plantio “Usina Ester” apresentou os maiores valores de riqueza e diversidade, superando as florestas maduras.

Entre os plantios homogêneos, especificamente, as espécies plantadas apresentaram os maiores valores de importância (VI) para os indivíduos da classe 1, exceto no plantio *aroeira_EExJ* e *ipeamarelo_RBSH* (Apêndice B). Para os indivíduos da classe 2, o mesmo foi registrado em oito plantios (Apêndice C), a saber: *angico-branco_EExJ*, *araca_RBSH* (2 áreas), *aroeira_EExJ*, *guarucuia_RBSH*, *inga_RBSH*, *pitanga_RBSH* (2 áreas). Para os indivíduos da classe 3, as espécies plantadas estão entre as três de maior VI nos plantios *pitanga_RBSH* (3 áreas), *inga_RBSH* (3 áreas), *araca_RBSH* (3 áreas) e *guarucuia_RBSH* (2 áreas) (Apêndice D).

Foram amostradas espécies exóticas nos talhões do RBSH, onde houve plantio destas espécies. Dentre elas, destacamos *Leucaena leucocephala* (leucena), *Hovenia dulcis* (uva japonesa) e *Eriobotrya japonica* (nêspera), que são potencialmente invasoras. Entretanto, estas espécies foram amostradas em baixa densidade na regeneração (classes 2 e 3). Na classe 2 foram amostrados 13 indivíduos de leucena e dois de uva japonesa e na classe 3 somente um indivíduo de cada. Por outro lado, a nêspera ficou entre as três espécies de maior VI em seis plantios na classe 2, especificamente, e em *pitanga_RBSH* (uma área) na classe 3, o que indica que pode se tornar dominante nestas comunidades futuramente. A densidade destes regenerantes foi maior nos talhões onde havia plantio das exóticas próximo.

Figura 9. Comparação da densidade de trepadeiras e samambaias (ind.ha⁻¹) entre os plantios homogêneos (PH), plantios mistos (PM) e áreas de referência subdivididas em floresta madura (FM), floresta degradada (FD) e floresta secundária (FS). Letras diferentes indicam que houve diferença ($P < 0,05$). A caixa é limitada pelo primeiro e terceiro quartis, a linha escura no interior da caixa representa a mediana, e as linhas tracejadas representam a dispersão dos dados. Os círculos são outliers.

Figura 10. Comparação dos valores encontrados para riqueza rarefeita, diversidade de espécies lenhosas e diversidade funcional (RaoFD) entre os plantios homogêneos (PH), plantios mistos (PM) e áreas de referência subdivididas em floresta madura (FM), floresta degradada (FD) e floresta secundária (FS). Letras diferentes indicam que houve diferença ($P < 0,05$). A caixa é limitada pelo primeiro e terceiro quartis, a linha escura no interior da caixa representa a mediana, e as linhas tracejadas representam a dispersão dos dados. Os círculos são outliers.

Não houve diferença para os valores de diversidade funcional (RaoFD) entre as áreas ($F=0,282$, $gl= 4$, $p>0,05$, Figura 10). Com relação à síndrome de dispersão, a zoocoria predominou em todas as áreas para todas as classes de tamanho avaliadas (classe 1: $\chi^2= 9.8031$, $df = 4$, $p>0.05$; classe 2: $\chi^2= 4.8756$, $df = 4$, $p>0.05$; classe 3: $\chi^2= 1.7207$, $df = 4$, $p>0.05$), representando mais de 50% da abundância relativa dos indivíduos (Figura 11), exceto para florestas secundárias, onde predominou anemocoria na classe 1 ($\chi^2 = 13.234$, $df = 4$, $p<0.05$). Com relação às outras síndromes, especificamente para os indivíduos da classe 2, nos plantios homogêneos predominou a autocoria ($\chi^2= 46.243$, $df = 8$, $p<0.05$) e nas florestas degradadas e secundárias a anemocoria.

Com relação à síndrome de polinização, a melitofilia, falenofilia, e síndrome não especializada predominaram nas três classes em todas as áreas (Figura 11). Somadas, representaram mais de 80% da abundância relativa para todas as classes de tamanho avaliadas, exceto na classe 3 dos plantios homogêneos. Houve diferença nas outras síndromes entre as áreas para as três classes avaliadas (classe 1: $\chi^2= 89.526$, $df = 32$, $p < 0,05$; classe 2: $\chi^2 = 147.97$, $df = 32$, $p < 0,05$; classe 3: $\chi^2 = 211.04$, $df = 32$, $p < 0,05$). Nas áreas de referência (FM, FD e FS) a miiofilia foi a síndrome predominante em todas as classes. Nos plantios mistos, as síndromes variaram entre as classes de tamanho. Na classe 1, a anemofilia, cantarofilia e quiropterofilia totalizaram 10% da abundância relativa. Na classe 2, a anemofilia e ornitofilia totalizaram 17%, e na classe 3, a cantarofilia e quiropterofilia totalizaram 5%. Nos plantios homogêneos, a anemofilia foi a síndrome predominante na classe 3 (27%).

Para o atributo “ritmo de crescimento” (Figura 11), houve diferença entre as áreas para as três classes avaliadas (classe 1: $\chi^2= 44.195$, $df = 8$, $p < 0,05$; classe 2: $\chi^2= 34.168$, $df = 8$, $p < 0,05$; classe 3: $\chi^2= 100.7$, $df = 8$, $p < 0,05$). Na classe 1, nos plantios homogêneos e florestas maduras predominaram indivíduos de crescimento intermediário (48 e 42%, respectivamente), as florestas degradadas apresentaram mais indivíduos de crescimento lento (50%) e as florestas secundárias mais indivíduos de crescimento rápido (43%). Nos plantios mistos a proporção de indivíduos de crescimento rápido e lento foi semelhante (36 e 37%, respectivamente). Na classe 2, os plantios homogêneos não diferiram na proporção de indivíduos de crescimento rápido e intermediário (42%) e nas demais áreas predominaram indivíduos de crescimento intermediário. Na classe 3, nos plantios homogêneos predominaram indivíduos de crescimento rápido (59%), nas florestas maduras predominaram indivíduos de crescimento lento (45%). Para as demais áreas (FD, FS e PM) predominou o ritmo de crescimento intermediário.

Os plantios homogêneos não diferiram das florestas de referência em valores médios de massa de semente em nenhuma das classes de tamanho, mas diferiram dos plantios mistos nas classes 1 e 3, que apresentaram valores maiores, inclusive daqueles encontrados nas florestas de referência (classe 1: $gl=4$; $F=7,746$; $p<0,05$; classe 2: $gl=4$; $F=1,539$; $p>0,05$; classe 3: $gl=4$; $F=8,964$; $p<0,05$, Figura 12, Tabela 5). Não houve diferença no valor médio da área foliar específica encontrado entre as áreas para todas as classes avaliadas (classe 1: $gl=4$; $F=0,549$; $p>0,05$; classe 2: $gl=4$; $F=0,347$; $p>0,05$; classe 3: $gl=4$; $F=1,41$; $p>0,05$, Figura 12, Tabela 5).

Tabela 4. Valores da média (μ), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (cv) dos parâmetros de estrutura, riqueza e diversidade, calculados para os cinco tipos de floresta avaliados neste estudo. Os valores médios de cada área encontram-se no Apêndice E.

Parâmetros		Floresta madura	Floresta degradada	Floresta secundária	Plantios mistos	Plantios homogêneos
Total (ind.ha ⁻¹)	$\mu \pm \sigma$	14.071 $\pm$ 5.474	13.317 $\pm$ 397	8.713 $\pm$ 2.125	9.188 $\pm$ 4.615	19.723 $\pm$ 6.426
	CV	0.39	0.03	0.24	0.50	0.33
Classe 1 (ind.ha ⁻¹)	$\mu \pm \sigma$	1.208 $\pm$ 148	1.553 $\pm$ 216	1.400 $\pm$ 374	938 $\pm$ 360	1.144 $\pm$ 407
	CV	0.12	0.17	0.27	0.38	0.36
Classe 2 (ind.ha ⁻¹)	$\mu \pm \sigma$	2.502 $\pm$ 832	3.520 $\pm$ 994	2.677 $\pm$ 215	2.158 $\pm$ 1601	2.311 $\pm$ 1434
	CV	0.33	0.28	0.08	0.74	0.62
Classe 3 (ind.ha ⁻¹)	$\mu \pm \sigma$	10.361 $\pm$ 5.541	8.243 $\pm$ 1.010	4.637 $\pm$ 2.067	6.092 $\pm$ 2.930	16.268 $\pm$ 5.840
	CV	0.53	0.12	0.45	0.48	0.36
Trepadeiras (ind.ha ⁻¹)	$\mu \pm \sigma$	6.964 $\pm$ 10.784	3.687 $\pm$ 896	4.267 $\pm$ 1.455	1.594 $\pm$ 1.063	23.714 $\pm$ 15.865
	CV	1.55	0.24	0.34	0.67	0.67
Samambaias (ind.ha ⁻¹)	$\mu \pm \sigma$	11.598 $\pm$ 9.119	700 $\pm$ 980	160 $\pm$ 90	258 $\pm$ 361	5.504 $\pm$ 4.850
	CV	0.79	1.40	0.50	1.40	0.88
Biomassa (Mg.ha ⁻¹)	$\mu \pm \sigma$	252,73 $\pm$ 90,65	119 $\pm$ 40,56	148,40 $\pm$ 59,59	438,26 $\pm$ 12,,36	200,47 $\pm$ 84,20
	CV	0.36	0.34	0.40	0.28	0.42
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	$\mu \pm \sigma$	32,47 $\pm$ 5,87	22,58 $\pm$ 5,76	22,66 $\pm$ 2,89	45,10 $\pm$ 11,54	25,36 $\pm$ 5,33
	CV	0.26	0.32	0.13	0.32	0.29
Índice diversidade (α Fisher)	$\mu \pm \sigma$	19 $\pm$ 5	15 $\pm$ 5	13 $\pm$ 2	16 $\pm$ 5	10 $\pm$ 3
	CV	0.26	0.32	0.13	0.32	0.29

Parâmetros		Floresta madura	Floresta degradada	Floresta secundária	Plantios mistos	Plantios homogêneos
Riqueza rarefeita	$\mu \pm \sigma$	32 ± 6	27 ± 7	26 ± 4	28 ± 8	22 ± 4
	CV	0.19	0.24	0.13	0.29	0.20
Número de espécies	$\mu \pm \sigma$	68 ± 20	65 ± 17	53 ± 9	64 ± 21	32 ± 7
	CV	0.30	0.25	0.16	0.33	0.22

Figura 11. Comparação da abundância relativa dos atributos funcionais relacionados à síndrome de dispersão, polinização e ritmo de crescimento dos indivíduos amostrados entre os plantios homogêneos (PH), plantios mistos (PM) e áreas de referência subdivididas em floresta madura (FM), floresta degradada (FD) e floresta secundária (FS). Dispersão: ane-anemocoria.; zoo- zoocoria; auto-autocoria. Polinização: ane-anemofilia; can – cantarofilia; fal – falenofilia; mel – melitofilia; mii – miiofilia; nesp - não especializadas; orn – ornitofilia; psi – psicofilia; qui – quiropterofilia. Ritmo de crescimento: rap-rápido; int-intermediário; len-lento.

Figura 12. Comparação dos valores de massa de semente (mg) e área foliar específica ($\text{m}^2.\text{kg}^{-1}$) entre os plantios homogêneos (PH), plantios mistos (PM) e áreas de referência subdivididas em floresta madura (FM), floresta degradada (FD) e floresta secundária (FS). Letras diferentes indicam que houve diferença ($P < 0,05$). A caixa é limitada pelo primeiro e terceiro quartis, a linha escura no interior da caixa representa a mediana, e as linhas tracejadas representam a dispersão dos dados. Os círculos são outliers.

Tabela 5. Valores da média (μ), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (cv) da diversidade funcional (RaoFD), massa da semente (mg) e área foliar específica ($\text{m}^2.\text{kg}^{-1}$), calculados para os cinco tipos de floresta avaliados neste estudo. Massa da semente e área foliar específica foram calculados para as três classes de tamanho, separadamente.

			Floresta madura	Floresta degradada	Floresta secundária	Plantios mistos	Plantios homogêneos
Semente (mg)	Rao FD	$\mu \pm \sigma$	$0,51 \pm 0,07$	$0,47 \pm 0,07$	$0,51 \pm 0,05$	$0,48 \pm 0,08$	$0,48 \pm 0,09$
		CV	0,13	0,16	0,10	0,16	0,18
	Classe 1	$\mu \pm \sigma$	$606,06 \pm 188,47$	$652,78 \pm 515,09$	$404,84 \pm 480,73$	$1.220,32 \pm 430,08$	$408,58 \pm 256,97$
		CV	0,31	0,79	1,19	0,35	0,63
	Classe 2	$\mu \pm \sigma$	$356,95 \pm 264,82$	$365,90 \pm 101,83$	$243,56 \pm 56,09$	$734,60 \pm 790,82$	$364,89 \pm 235,83$
		CV	0,74	0,28	0,23	1,08	0,65
Área foliar específica ($\text{m}^2.\text{kg}^{-1}$)	Classe 3	$\mu \pm \sigma$	$405,85 \pm 193,93$	$357,85 \pm 148,25$	$286,40 \pm 21,28$	$788,29 \pm 505,67$	$225,93 \pm 103,98$
		CV	0,48	0,41	0,07	0,64	0,46
	Classe 1	$\mu \pm \sigma$	$17,45 \pm 0,99$	$16,70 \pm 1,53$	$17,83 \pm 1,80$	$19,25 \pm 3,02$	$16,95 \pm 3,78$
		CV	0,06	0,09	0,1	0,16	0,22
	Classe 2	$\mu \pm \sigma$	$18,51 \pm 1,56$	$19,90 \pm 1,36$	$18,09 \pm 1,03$	$17,51 \pm 1,34$	$18,62 \pm 3,35$
		CV	0,08	0,07	0,06	0,08	0,18
	Classe 3	$\mu \pm \sigma$	$20,02 \pm 1,78$	$18,85 \pm 1,42$	$16,87 \pm 0,55$	$16,89 \pm 1,90$	$18,60 \pm 2,71$
		CV	0,09	0,08	0,03	0,11	0,15

3.4. Discussão

Neste capítulo avaliamos se áreas plantadas com somente uma espécie podem, em longo prazo, promover a conservação de biodiversidade e manutenção de processos ecológicos. Ao comparar plantios homogêneos com idade entre 24 e 49 anos de idade com florestas de referência em diferentes condições, e com plantios mistos, identificamos o potencial dos plantios puros no que se refere à capacidade de restaurar a estrutura florestal, a biomassa, assim como a riqueza de espécies e diversidade funcional.

As áreas plantadas com somente uma espécie nativa conseguiram recuperar a estrutura da vegetação, uma vez que, em média, os valores de densidade de indivíduos lenhosos e área basal em plantios homogêneos não diferiram de florestas de referência, conforme esperado inicialmente. O mesmo resultado foi observado para a densidade de samambaias e trepadeiras. Com relação aos regenerantes na classe de menor tamanho, os plantios homogêneos apresentaram valores superiores às florestas de referência, o que é um indicador de sustentabilidade dessas áreas em longo prazo, sobretudo ao considerar que, para a maioria dos plantios avaliados, os regenerantes são de espécies diferentes daquela plantada.

Quando comparados aos plantios mistos, a área basal e biomassa dos plantios homogêneos foram menores. Em contrapartida, a densidade de regenerantes, samambaias e trepadeiras foi maior. Os valores de área basal encontrados em plantios mistos já foram discutidos por Durigan et al. (2016) e Suganuma & Durigan (2015), onde os autores encontraram que, a partir de 15 anos, áreas em restauração por meio de plantios mistos de espécies nativas atingem valores de área basal que ultrapassam florestas maduras. Este excesso de biomassa no dossel, possivelmente, inibe o recrutamento de plântulas, e, por isso, alguns autores recomendam a realização de manejo adaptativo para abertura de clareiras, possibilitando a entrada de luz e, por conseguinte, fomentando a regeneração natural (ONOFRE 2009; DURIGAN & RAMOS 2013; DURIGAN et al. 2016). Este manejo parece ser dispensável em plantios homogêneos cuja densidade de plantio seja semelhante à das áreas avaliadas neste estudo, que em sua maioria foi de 625 plantas por hectare. Por outro lado, em pastagens abandonadas, usualmente o plantio é realizado em alta densidade, tendo como objetivo principal suprimir as gramíneas invasoras, que não foi o caso das áreas avaliadas neste estudo.

Os plantios homogêneos acumularam biomassa de forma semelhante às florestas de referência, inclusive florestas maduras, considerando somente indivíduos com DAP ≥ 5 cm.

Desse modo, poderiam ser utilizados em programas de Pagamentos por Serviços Ambientais, contribuindo para o cumprimento da meta brasileira de redução de emissões (BRASIL 2017). Vale ressaltar que os valores encontrados para biomassa nas áreas amostradas, tanto nos plantios mistos quanto nas florestas de referência, estão concentrados em poucas espécies, assim como ocorre em experimentos controlados de BEF (CARDINALE et al. 2007). Deste modo, áreas plantadas com poucas espécies podem ser utilizadas em projetos para fins de sequestro de carbono.

É interessante observar que os plantios homogêneos apresentaram alta densidade de indivíduos na regeneração e, concomitantemente, abundância elevada de trepadeiras, que é oposto ao observado em fragmentos de florestas secundárias, nos quais a alta densidade de trepadeiras afeta negativamente o desenvolvimento da vegetação, levando à necessidade de manejo (CESAR et al. 2016). Nos plantios homogêneos, a maior parte das trepadeiras eram indivíduos jovens, que foram amostrados nas parcelas menores, e poucos plantios apresentaram trepadeiras adultas dominando o sub-bosque, algo observado somente em clareiras mais abertas no interior do plantio, e que faz parte da dinâmica de florestas tropicais (NOGUEIRA et al. 2011; SCHNITZER et al. 2000). A alta densidade observada de samambaias sob plantios homogêneos é outro aspecto positivo desses modelos, resultado contrário ao observado por Suganuma & Durigan (2015), que encontraram baixa densidade de samambaias em plantios em restauração, em comparação com florestas nativas. A avaliação de trepadeiras e samambaias enquanto indicadores de restauração ainda é incipiente e, possivelmente, como apontado por Suganuma & Durigan (2015), o retorno dessas outras formas de vida é condicionado por dinâmicas estocásticas, cujas trajetórias são imprevisíveis (SUDING & HOBBS 2009a).

Ainda no que se refere à sua contribuição para a conservação, os plantios homogêneos conseguiram recuperar a riqueza e diversidade de espécies vegetais, ainda que parcialmente. Embora a maioria dos plantios homogêneos tenha apresentado valores inferiores às florestas maduras e aos plantios mistos, eles se assemelharam às florestas degradadas e secundárias. Entre os 28 plantios homogêneos amostrados, onze apresentaram valores de riqueza e diversidade semelhantes às florestas maduras. Apesar do dossel dos plantios homogêneos ser formado, majoritariamente, pela única espécie que foi introduzida, outras espécies estão se regenerando, como observado nas classes 2 e 3, o que indica que as espécies plantadas tendem a sair do sistema ao longo do tempo. Entretanto, nos plantios de *Psidium cattleianum*, *Eugenia uniflora*, *Inga striata* e *Parapiptadenia rigida*, as espécies plantadas são superdominantes (SILVA MATTOS & PIVELLO 2009) na regeneração, estagnando a sucessão e levando estas

áreas, ao que tudo indica, a um estado alternativo estável (SUDING & HOBBS 2009a), no qual uma única espécie predomina o sistema e, caso não haja intervenção, possivelmente, essa dinâmica será mantida. As características dessas espécies, em particular, que condicionam dossel mais fechado, dificultando o recrutamento (no caso de *Myrtaceae*), e/ou que produzem grandes quantidades de sementes, podem ser as causas dessa situação. São necessários estudos específicos para compreender a dinâmica da comunidade nessas áreas em particular. Espécies exóticas potencialmente invasoras, por sua vez, foram encontradas em baixa densidade na regeneração dos plantios homogêneos, exceto por *Eriobotrya japonica*, que é abundante na regeneração em seis áreas específicas.

Ao contrário do esperado, os plantios homogêneos apresentaram valores semelhantes de diversidade funcional, quando comparados às florestas de referência e aos plantios mistos. De maneira geral, os atributos encontrados na menor classe de tamanho avaliada (nos regenerantes) foi semelhante entre os plantios homogêneos, florestas de referência e plantios mistos, indicando que essas comunidades tendem a caminhar para trajetórias semelhantes no que se refere à funcionalidade dos sistemas. Esse resultado é oposto ao encontrado em experimentos de BEF, que indicam que quanto maior a riqueza de espécies maior a funcionalidade do sistema (BRUDVIG et al. 2017). Contudo, corrobora os resultados observados por Suganuma & Durigan (2015) em florestas ripárias em processo de restauração e os obtidos por Laughlin et al. (2017), que indicam que atributos funcionais são mais previsíveis ao longo do processo de restauração quando comparados à composição taxonômica e, por isso, podem ser utilizados para avaliação das respostas do ecossistema ao longo do tempo. As comunidades em regeneração sob os plantios homogêneos foram compostas predominantemente por indivíduos zoocóricos, polinizados por abelhas, mariposas ou não especializados, da mesma forma que foi encontrado para as florestas de referência e plantios mistos. Entretanto, nos plantios homogêneos, a proporção de indivíduos de crescimento lento é menor em relação às florestas de referência e aos plantios mistos, e predominaram indivíduos de crescimento rápido, o que é um aspecto negativo do ponto de vista de sucessão em longo prazo. Alguns grupos de espécies típicos de sub-bosque, tais como os gêneros *Trichilia* e *Guarea*, foram bastante frequentes. Entretanto, a ausência de espécies tardias na sucessão pode se tornar um problema no futuro dessas comunidades, quando as espécies plantadas saírem do sistema, talvez até levando à necessidade da reintrodução de espécies tardias. Em contrapartida, os plantios homogêneos não diferiram das florestas de referência quanto ao tamanho das sementes e área foliar específica. Esses resultados demonstram que os plantios homogêneos são

funcionalmente semelhantes às florestas de referência, com estrutura de dossel e interações análogas, com sub-bosques similares em termos de microclima e condições edáficas. Desse modo, os plantios homogêneos possibilitaram que os indivíduos em regeneração se desenvolvessem da mesma forma que se desenvolveriam em florestas maduras, sem sinais de estresse condicionado por fatores bióticos. Assim, a ausência de espécies de crescimento lento nessas áreas deve ser um efeito da paisagem onde estão inseridos, e da falta de propágulos destas espécies, e não devido a uma condição imposta pela espécie plantada.

O potencial de regeneração natural de florestas tropicais vem sendo intensamente discutido como estratégia para fomentar a restauração em larga escala (CHAZDON 2014; CHAZDON & GUARIGUATA 2016; CHAZDON & URIARTE 2016; ELLIOTT 2016; LATAWIEC et al. 2016; STRASSBURG et al. 2016). Nesse sentido, as plantações florestais, usualmente monoespecíficas, apresentam grande potencial em catalisar a regeneração natural em regiões com baixa cobertura florestal, quando o manejo destas áreas é planejado de maneira integrada à paisagem (PARROTTA 1992; 1993; 1995, PARROTTA et al. 1997; LINDENMAYER et al. 2015).

3.5. Conclusões

Plantios florestais homogêneos com espécies nativas, que não sofreram manejo algum, exceto a condução inicial das mudas nos primeiros anos pós-plantio, podem, em longo prazo, promover a restauração das comunidades vegetais características de florestas semidecíduais, tanto no aspecto estrutural, quanto na biodiversidade e funcionalidade. Ao contrário do esperado inicialmente, os plantios homogêneos apresentaram valores semelhantes para os atributos funcionais e riqueza aos encontrados nas florestas de referência, inclusive nas florestas maduras, que seriam a meta ideal de restauração dessas áreas. Do ponto de vista de conservação de biodiversidade e manutenção dos processos ecológicos, portanto, a realização de plantios homogêneos de espécies nativas, como proposto no modelo de mosaico, pode ser bem sucedida para recomposição da reserva legal.

4. CONVERGÊNCIA ESTRUTURAL E FLORÍSTICA DAS COMUNIDADES SOB PLANTIOS HOMOGÊNEOS COM DIFERENTES ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS

4.1. Introdução

As comunidades vegetais resultam de diferentes processos ecológicos e a compreensão dos fatores que condicionam estes processos há muito tempo é debatida em Ecologia (COWLES 1899; GÖTZENBERGER et al. 2012; YOUNG et al. 2001). Existem três modelos principais que discutem a sucessão em comunidades: o determinístico (CLEMENTS 1916), o estocástico (GLEASON 1927) e os estados alternativos estáveis (EAE) (SUDING et al. 2004; SUDING & HOBBS 2009b; SUTHERLAND 1974). Em síntese, o modelo determinístico prediz que a trajetória das comunidades é linear e condicionada, principalmente, por fatores abióticos. O modelo estocástico prevê que a composição e estrutura das comunidades resultam de um processo aleatório e dependem da quantidade de nichos disponíveis e da ordem da chegada dos organismos. O modelo de estados alternativos estáveis é um intermediário entre os dois anteriores e prediz que as comunidades são estruturadas, mas podem se desenvolver rumo a diferentes estados estáveis, devido à aleatoriedade inerente dos ecossistemas, o que parece ser o que mais se aproxima daquilo que encontramos na natureza e o mais promissor para aplicação na restauração ecológica (TEMPERTON & HOBBS 2004). A ordem da chegada dos organismos, chamada de “efeito de prioridade” e a dinâmica de distúrbios também têm sido considerados fatores importantes na montagem das comunidades (DRAKE 1991; SOUZA 1984; UHL 1987; WILBUR & ALFORD 1985).

Por outro lado, a teoria dos filtros ecológicos, que é uma das bases da teoria de construção de comunidades, prediz que do total de espécies com potencial para colonização em determinado local, somente aquelas adaptadas às condições abióticas e bióticas do local conseguirão se estabelecer (DÍAZ et al. 1998; KEDDY 1992; KELT et al. 1995; ZOBEL 1997). Na restauração ecológica, por sua vez, a identificação dos filtros é importante para que se possa alterar a trajetória de degradação do ambiente (HOBBS & NORTON 2004), auxiliando na tomada de decisão do restaurador (SUGANUMA et al. 2018). Os filtros abióticos estão relacionados ao clima, substrato e paisagem, e os bióticos estão relacionados à disponibilidade de propágulos, dispersão, competição, interações de predação, mutualismo, distúrbios, ordem de chegada das espécies e modelo sucessional, composição e estrutura atual e passada da

comunidade (HOBBS & NORTON 2004). No contexto da restauração ecológica, além dos filtros bióticos e abióticos, filtros socioeconômicos também podem direcionar a composição de espécies das comunidades em construção. As ações de restauração, portanto, podem manipular esses filtros de acordo com o objetivo determinado, conforme apresentado na Figura 13. Diversos estudos têm demonstrado como esses fatores influenciam o modo como as espécies interagem (BERLOW & NAVARRETE 1997; CONNELL & SLATYER 1977; McCOOK 1994; MCINTOSH 1981; TILMAN 1985).

Figura 13. Modelo conceitual dos filtros e como as ações de restauração podem alterar a disponibilidade de espécies e impacto dos filtros (Adaptado de Hobbs & Norton, 2004).

Do ponto de vista da sucessão em áreas plantadas para fins de restauração, alguns filtros abióticos podem ser considerados particularmente importantes, tais como o histórico de uso do solo e a proximidade com fontes de propágulos (ARROYO-RODRÍGUEZ et al. 2015; AUDINO et al. 2017; CROUZEILLES et al. 2016; HOBBS & NORTON 2004; SUGANUMA et al. 2018). O tipo e intensidade de perturbação aplicada a um ecossistema pode ter efeito negativo sobre sua resiliência. A agricultura é considerada um dos usos mais impactantes, uma vez que o constante revolvimento do solo e o uso de herbicidas esgotam o banco de sementes e a capacidade de rebrota local (CHAZDON 2014). Em relação aos filtros bióticos, tem sido dado destaque i) ao conjunto de espécies que são inicialmente introduzidas, que alguns estudos

indicam que podem dominar a comunidade em restauração por um longo período (GRMAN & SUDING 2010), ii) às espécies invasoras, que impedem ou dificultam o estabelecimento das nativas (NORTON 2009) e iii) aos atributos funcionais das espécies introduzidas, que podem atuar como engenheiras do ecossistema (JONES et al. 1994), alterando o ambiente para o estabelecimento de novas espécies ao longo do processo de sucessão. Entre os atributos funcionais relevantes, está a resposta das espécies a diferentes regimes de luz dentro das florestas, algo que tem sido utilizado para compreender o processo de regeneração em florestas tropicais naturais (GANDOLFI 2003; JENNINGS et al. 1999). A deciduidade das árvores do dossel é um fator adicional importante, pois cria mudanças microambientais no sub-bosque, que podem influenciar a composição da comunidade em regeneração (GANDOLFI et al. 2007; SOUZA 2007). Avaliações de plantios de restauração florestal têm destacado a importância da deciduidade na dinâmica da sucessão, já que a perda das folhas diminui a retenção de água da planta e aumenta a entrada de luz, facilitando a germinação e o estabelecimento de plântulas (COSTA 2008; GANDOLFI et al. 2007; SOUZA 2007). Ainda que os filtros ecológicos exerçam grande influência sobre a composição específica ou funcional das comunidades (HULVEY et al. 2014; ZIRBEL et al. 2017), outros fatores, ainda que não influenciem a composição de espécies, podem acelerar ou retardar o processo de montagem das comunidades vegetais, facilitando ou dificultando a germinação, o estabelecimento e o crescimento das plantas (SUGANUMA et al. 2018). Tais fatores também precisam ser compreendidos no contexto da restauração ecológica, especialmente se puderem ser manejados (HULVEY et al. 2014; WAINWRIGHT et al. 2018).

Diante dos compromissos desafiadores de restauração em larga escala assumido pelo governo brasileiro (BRASIL 2017), é de suma importância que os fatores condicionantes do sucesso ou fracasso de projetos de restauração sejam conhecidos e compreendidos pelos tomadores de decisão. Considerando-se a proposta do modelo de mosaico (descrito no capítulo 1 desta tese, IPEF 2012b) para restauração da reserva legal, é necessário elucidar como os atributos das espécies plantadas e as características do local a ser restaurado poderão influenciar a trajetória das comunidades em longo prazo, especialmente porque, conforme previsto na Lei de Proteção da Vegetação Nativa, o horizonte máximo para recompor a reserva legal é de 20 anos. Neste contexto, avaliamos se a sucessão ecológica em plantios homogêneos de espécies nativas é condicionada, em longo prazo, por alguns atributos específicos da espécie plantada e/ou por fatores abióticos. Com base no conhecimento gerado até o momento por estudos sobre o assunto, em áreas com solos menos férteis, que tenham sido desmatadas e cultivadas

intensivamente, esperamos que a densidade, a área basal e a riqueza de espécies regenerantes sejam inferiores, em comparação com solos mais férteis. Por outro lado, se plantadas espécies decíduas ou semidecíduas e de crescimento lento, que condicionam dossel mais aberto ao longo do ano, a densidade, a área basal e a riqueza de espécies regenerantes serão maiores do que em áreas onde foram plantadas espécies com ritmo de crescimento rápido ou moderado e com copas perenes, mais amplas, que condicionam dossel mais fechado e, portanto, menor disponibilidade de luz ao longo do ano. Adicionalmente, esperamos que se plantadas espécies zoocóricas, a regeneração natural do sub-bosque será mais abundante e diversificada, devido à maior atração de dispersores (VIANI et al. 2015). A partir dessas análises pretendemos discutir a viabilidade de plantios homogêneos em diferentes paisagens, e as características ecológicas das espécies que seriam mais indicadas para este tipo de plantio em Reserva Legal.

4.2. Material e métodos

Neste capítulo investigamos os fatores que explicam a riqueza, área basal e a abundância de espécies arbóreas nativas em regeneração natural sob os plantios homogêneos de espécies nativas. Para esta investigação, utilizamos atributos da comunidade vegetal como indicadores e modelamos a performance desses indicadores mediante a influência de fatores da paisagem e histórico de uso (local), fatores edáficos e atributos funcionais das espécies plantadas. A obtenção das variáveis e os métodos de análise utilizados são descritos a seguir.

4.2.1. Áreas de estudo

As áreas de estudo encontram-se detalhadamente descritas no Capítulo 1 desta tese. Para testar nossas hipóteses, utilizamos os dados provenientes de cinco plantios homogêneos realizados na Estação Experimental de Jaú, estado de São Paulo, com 49 anos de idade, que serão denominados agora de EExJ, e 21 plantios realizados no Refúgio Biológico Santa Helena no Paraná, com 34 anos de idade, que serão denominados sob a sigla RBSH (detalhes na Tabela 1 do capítulo 1). Para este capítulo, foram excluídos das análises os plantios *cabreuva(85)_EExJ* e *aroeira_RBBV*, que apresentavam idades e localidade distintas dos demais plantios.

4.2.2. Indicadores

Selecionamos como indicadores do desenvolvimento das comunidades em regeneração natural sob os plantios homogêneos as seguintes variáveis: i) densidade de indivíduos (ind. ha^{-1}) para três classes de tamanho (classe 1: $\text{DAP} \geq 5$ cm, classe 2: $1 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 5$ cm e classe 3: $\text{DAP} < 1$ cm e altura ≥ 50 cm), ii) riqueza total e iii) área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), cuja obtenção encontra-se detalhada no Capítulo 1. Utilizamos cinco parcelas de 20 m x 10 m, que foram dispostas sistematicamente no interior do plantio, onde todos os indivíduos da classe 1 foram amostrados e mensurados quanto à altura total e perímetro à altura do peito (PAP), que foi medido com fita métrica. Para amostragem dos indivíduos da classe 2 foi utilizada uma sub-parcela de 20 m x 2 m, localizada no canto inferior de cada parcela maior. Todos os indivíduos foram contabilizados e identificados. Para amostragem dos indivíduos da classe 3 foram utilizadas quatro sub-parcelas de 2 m x 2 m, alocadas nos vértices da parcela maior (Figura 7). Para o cálculo da área basal foram considerados somente os indivíduos da classe 1. Para cálculo da densidade e riqueza foram considerados os indivíduos das espécies plantadas e os regenerantes.

4.2.3. Fatores da paisagem e histórico de uso (fator "local")

Uma vez que os plantios estão concentrados em dois blocos distintos, que possuem condições edafo-climáticas, histórico e idades distintas, consideramos "local" (EExJ e RBSH) como uma variável preditora no modelo geral, envolvendo as 26 áreas. Assim, o fator "local" foi analisado como representante dos fatores da paisagem e do histórico de uso da terra que poderiam influenciar os modelos.

Avaliamos visualmente o histórico de ocupação das áreas por meio de fotografias aéreas da região de Jaú de 1962, 1972 e 1979, cedidas pelo Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo, e por fotografias aéreas e imagens de satélite cedidas pela Itaipu Binacional de 1965, 1974, 1976/77, 1979, 1982. O histórico de uso do solo foi obtido por meio de conversas com funcionários antigos do Instituto Florestal e da Itaipu Binacional que participaram dos plantios. Durante a coleta de dados, registramos se havia fatores de perturbação atuantes nas áreas, tais como presença de gado, caça ou corte seletivo de madeira.

O uso anterior do solo foi agricultura no RBSH e na EExJ. No município de Jaú, a cafeicultura foi a atividade predominante desde o final do século XIX e nos últimos anos esta cultura vem sendo substituída pela cana-de-açúcar. Segundo informações fornecidas por

funcionários da unidade, no local onde estão os talhões existiam pequenas roças antes do plantio das árvores nativas e, até 2011, havia gado na EExJ, que, ocasionalmente, transitava pelas áreas dos plantios, especialmente em uma porção do plantio de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*). E, desde 1962, a configuração da paisagem era semelhante a encontrada atualmente, sem alteração significativa (Figura 14 A).

Já no município de Santa Helena, a agricultura de grãos teve início em meados do século XX. O desmatamento na área onde atualmente se encontra o RBSH foi iniciado na década de 1960 e em 1974 havia somente 13% de florestas remanescentes, que foram completamente desmatadas até 1979 (dados fornecidos pela Itaipu Binacional). Atualmente, o RBSH sofre pressão de caça de animais de pequeno e médio porte. Com o enchimento do reservatório de Itaipu, o RBSH tornou-se uma ilha artificial, cercada pelo lago, e os remanescentes de vegetação nativa mais próximos são os que ocupam a faixa de proteção do lago (Figura 14 B).

Figura 14. Localização das parcelas utilizadas para amostragem dos plantios homogêneos na EExJ em Jaú – SP (A) e RBSH em Santa Helena - PR (B) e vista da paisagem em que se encontram (Imagens obtidas no banco de dados do Arcmap, 2016).

4.2.4. Fatores edáficos

Para representar a influência dos fatores edáficos sobre as comunidades em regeneração, utilizamos propriedades químicas e físicas (granulometria) da camada superficial de solo (0-20 cm), que é a camada mais importante para a germinação de sementes e estabelecimento de plântulas e, portanto, onde os filtros edáficos são mais atuantes. Em cada uma das 5 parcelas de 200 m² que foram utilizadas para caracterizar a comunidade vegetal de cada local (Figura 7, capítulo 1), coletamos uma amostra simples de solo superficial (0 a 20 cm de profundidade). As cinco amostras foram misturadas para formação de uma amostra composta representativa de cada local de estudo. O solo foi analisado no Laboratório de Ciências do Solo da ESALQ quanto à composição física (areia fina, areia grossa, areia total, silte e argila) e aos parâmetros químicos para fins de avaliação da fertilidade, compreendendo pH, CaCl₂, MO, P, K, Ca, Mg, H+Al e os cálculos SB, CTC, V%.

A CTC apresentou alta correlação com todos os outros parâmetros químicos do solo e foi selecionada como variável preditora da fertilidade do solo. Os teores de argila, silte, areia fina e areia grossa, por sua vez, estão correlacionados à capacidade de retenção de água e nutrientes no solo e, por isso, foram adicionados ao modelo inicial. Optamos por utilizar a areia fina e grossa separadamente, pois elas se comportam de maneira distinta no solo.

4.2.5. Atributos das espécies plantadas

Utilizamos o incremento médio anual (IMA) como variável preditora do ritmo de crescimento da espécie plantada, assumindo que, quanto maior o valor de IMA mais rápido é o crescimento da espécie. O IMA foi calculado a partir da média do volume dos indivíduos das espécies plantadas, dividido pela idade do plantio.

As espécies plantadas também foram categorizadas quanto à síndrome de dispersão (zoocóricas ou anemocóricas), com base em Almeida-Neto et al. (2008).

Para caracterizar o tipo de dossel formado por cada espécie plantada quanto à sua influência sobre a disponibilidade de luz no sub-bosque, utilizamos a radiação fotossinteticamente ativa interceptada pelas copas (RFAi), uma vez que somente a radiação fotossinteticamente ativa absorvida (RFAa) é utilizada efetivamente pelas folhas para realizar fotossíntese. A RFAi é a diferença entre a RFA total, ou seja, toda a radiação que chega no

dossel, e a quantidade de radiação que atravessa o dossel, podendo ir de 0 a 1, calculada a partir da seguinte fórmula (NOUVELLON et al. 2000):

$RFAi = 1 - T/S$, onde:

T= RFA medida abaixo do dossel;

S= RFA medida a pleno sol

Para mensurar os parâmetros T e S, utilizamos o ceptômetro AccuPAR - modelo LP-80 (Decagon Devices, Inc, 2006-2013), que consiste em uma sonda com 80 sensores quânticos de radiação RFA, espaçados em intervalos de 1 cm. Dentro de cada parcela de 20 m x 10 m, utilizada para amostrar a vegetação (Figura 7, capítulo 1) registramos o parâmetro T em cinco pontos, sendo quatro nos vértices e um no centro da parcela. Em cada ponto, tiramos quatro medidas (Norte, Sul, Leste e Oeste), totalizando 20 medidas por parcela e 100 por plantio. As medidas foram tomadas a 1,3 m acima da superfície do solo, de modo a caracterizar o dossel e também parte da regeneração. Para calibração do aparelho e medição do parâmetro S, tomamos medidas a céu aberto, a 1,3 m acima da superfície do solo. Uma vez que só dispúnhamos de um aparelho, as duas medidas foram tomadas em cada uma das parcelas, em intervalos não maiores que 10 minutos entre a medida sob o dossel e a medida a céu aberto. As medidas foram tomadas em dias de céu completamente sem nuvens, em duas estações do ano: final do verão (entre março e abril de 2017) e final do inverno (entre agosto e setembro de 2017). As medidas possibilitaram a obtenção das variáveis RFAi verão e RFAi inverno.

4.2.6. Análise dos dados

Para selecionar as variáveis que melhor explicavam cada indicador ecológico, utilizamos regressões lineares múltiplas. Os modelos foram comparados com base no Critério de Informação de Akaike (AIC) (AKAIKE 1974), por meio do processo de seleção “stepwise”. Foi selecionado, para cada indicador, o modelo com menor valor de AIC, desde que apresentasse normalidade dos resíduos. As variáveis preditoras contínuas foram padronizadas devido à diferença nas escalas. Testamos a normalidade da distribuição das variáveis resposta (densidade, área basal e riqueza) utilizando o teste de Shapiro-Wilk. A densidade de indivíduos foi transformada para garantir a normalidade dos dados. O modelo inicial utilizado para a análise dos indicadores densidade e riqueza considerou as seguintes variáveis preditoras:

Indicadores ecológicos ~ local + síndrome de dispersão + IMA da espécie plantada + RFAi verão + RFAi inverno + CTC + argila + areia fina + areia grossa + silte

Para elaboração do modelo inicial para o indicador “área basal”, a variável “síndrome de dispersão” foi retirada e as demais foram mantidas. Para testar o efeito das variáveis bióticas e abióticas em nível local, utilizamos somente os dados dos 21 plantios do RBSH (denominado de *modelo RBSH*), retirando a variável “local” do modelo inicial. A partir dos melhores modelos, fizemos regressões lineares com cada variável preditora para cada indicador ecológico, simplificando a compreensão dos efeitos de cada uma (SUGANUMA et al. 2018). Testamos se a espécie plantada afeta a composição de espécies da regeneração natural por meio de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), utilizando a matriz de abundância de espécies para cada área avaliada, considerando todos os estratos amostrados, e calculamos a similaridade florística entre os plantios utilizando o índice de Jaccard. Para todas as análises utilizamos o pacote Vegan (OKSANEN et al. 2016), no ambiente computacional Rstudio versão 1.0.153 (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, AT).

4.3. Resultados

Os melhores modelos gerados para cada indicador ecológico estão dispostos na Tabela 6, e as análises isoladas das variáveis que mais explicaram os indicadores estão dispostas na Tabela 7.

Analisando-se os fatores que influenciam cada indicador (Tabela 7), verificamos que a densidade na classe de maior tamanho é influenciada negativamente pelo ritmo de crescimento das árvores plantadas (Figura 16). A densidade de indivíduos das classes 2 ($1 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 5 \text{ cm}$) e 3 ($\text{DAP} < 1 \text{ cm}$ e altura $\geq 50 \text{ cm}$) não foi explicada por nenhuma das variáveis preditoras analisadas. A área basal é influenciada, essencialmente, pelo ritmo de crescimento das árvores plantadas (Tabela 7, Figura 15 e 16), em uma relação previsível.

A riqueza de espécies em regeneração é influenciada, essencialmente e inversamente, pelo ritmo de crescimento das árvores plantadas (Tabela 7, Figura 15). A composição florística das comunidades em regeneração foi influenciada apenas pelo local (Figura 17). A compreensão sobre os fatores que influenciam as trajetórias das comunidades em regeneração sob os plantios puros, porém, fica mais clara se observada do ponto de vista de cada fator considerado.

4.3.1. Influência da paisagem e histórico de uso do solo ("local")

O fator "local", isoladamente, não parece influenciar a área basal dos plantios, já que não houve diferença para este indicador entre as médias dos plantios entre EExJ e RBSH. As diferenças de idade, na paisagem, no histórico de uso do solo e no ambiente entre os dois locais (EExJ e RBSH) também não exerceu influência significativa sobre a densidade de plantas em regeneração.

Entretanto, as diferenças da paisagem e do histórico de uso entre os dois locais em que se encontram os plantios estudados resultaram em diferenças florísticas claras, muito maiores entre locais do que entre as espécies plantadas, já que não há diferenciação florística importante entre as comunidades em regeneração sob diferentes espécies em um mesmo local. Os plantios de EExJ e RBSH formaram dois grupos floristicamente distintos (Figura 17). Na EExJ, somente o plantio de cabreúva se diferenciou, mas ainda assim apresentou mais de 25% de similaridade com os demais plantios (Apêndice H). No RBSH, somente um plantio de ipê-amarelo se diferenciou; entretanto, apresentou mais de 30% de similaridade com os demais plantios, exceto em relação aos plantios de araçá (Apêndice H).

4.3.2. Influência dos fatores edáficos

O solo dos cinco plantios amostrados na EExJ variou entre argiloso a médio-arenoso, apresentando, em média, maiores proporções de areia e silte em sua composição, e maior valor de M.O, CTC, SB e V%, P, K, Ca, Mg e, portanto, maior fertilidade (RONQUIM 2010), em comparação com os plantios do RBSH. Os plantios de RBSH foram classificados como argilosos a muito argilosos, com maiores proporções de argila na sua composição (Apêndice F) do que os plantios da EExJ.

Embora os atributos edáficos apareçam nos modelos, observa-se apenas uma pequena influência positiva dos teores de partículas finas (silte e argila) e CTC sobre a densidade de plantas em regeneração na classe de menor tamanho ($DAP < 1$ cm e altura ≥ 50 cm), e apenas quando todas as áreas são analisadas conjuntamente.

Os solos diferiram entre os dois locais de estudo e os modelos foram desenvolvidos para todas as áreas em conjunto e, também, dentro de um único local (RBSH), isolando a diferença do solo das demais variáveis. O teor de silte e a CTC são altamente correlacionados e os plantios de EExJ apresentaram valores maiores para esses parâmetros em relação aos plantios do RBSH (Apêndice G). A argila, por sua vez, está correlacionada negativamente à

CTC e ao teor de silte. Os solos sob os plantios do RBSH apresentaram maiores teores de argila em comparação com os solos da EExJ.

4.3.3. Influência dos atributos funcionais das espécies plantadas

Para o modelo geral, que tratou conjuntamente as áreas da EExJ e RBSH, a síndrome de dispersão parece ter influenciado a densidade para os indivíduos da classe 1 ($DAP \geq 5$ cm). Entretanto, ao isolar esta variável, não encontramos diferença significativa para densidade entre plantios de espécies anemocóricas e zoocóricas. Não observamos influência da síndrome de dispersão da espécie plantada sobre nenhum dos demais indicadores.

O IMA da espécie plantada (ritmo de crescimento) influenciou a riqueza, a área basal e a densidade das comunidades. A riqueza e a densidade de regenerantes diminuem conforme aumenta o IMA, enquanto que a área basal aumenta (Figura 15 e 16).

A radiação interceptada pelas copas das árvores plantadas exerceu pouca influência e somente sobre a densidade das árvores de maior tamanho (Tabela 6 e 7). Embora as áreas localizadas na EExJ tenham apresentado maior amplitude de variação de RFAi entre o verão e o inverno, quando comparadas às áreas de RBSH (Apêndice I). Não houve diferença entre as áreas de EExJ e RBSH para o RFAi verão ($F=3.507$, $gl= 24$; $p= 0,073$), mas houve para RFAi inverno, que foi maior no RBSH ($F=190, 7$; $gl= 24$; $p=6.492e-13$). Essa diferença, possivelmente, é causada pelo déficit hídrico que ocorre em Jaú entre os meses de julho a setembro e que não ocorre em Santa Helena (SENTELHAS et al. 2003).

Tabela 6. Indicadores ecológicos e os melhores modelos que os explicaram. *Modelo geral* = gerado a partir dos dados de EExJ e RBSH, e *Modelo RBSH* = gerado a partir dos dados de RBSH, separadamente. Os valores de p ($\alpha = 0,05^*$) foram apresentados para cada variável que compôs o modelo, separadamente, e para o modelo final; r^2 = coeficiente de determinação do modelo, proveniente das análises de regressões múltiplas.

<i>Modelo geral</i>						<i>Modelo RBSH</i>				
Indicadores ecológicos	Fatores que influenciaram cada indicador	p variável	p modelo	AIC	r^2	Fatores que influenciaram cada indicador	p variável	p modelo	AIC	r^2
Densidade Classe 1	Dispersão	0,0287*				Dispersão	0,00321*			
	RFAi verão	0,0560				IMA	0,00749*			
	Local	0,1037	0,045	-43,61	0,35	Argila	0,03334*	0,007	-40,02	0,62
	IMA	0,1366				RFAi verão	0,04580*			
Densidade Classe2						Silte	0,08938			
	Local	0,0607								
	Dispersão	0,0802	0,007	-14,62	0,41	RFAi inverno	0,103	0,103	-10,37	0,13
	CTC	0,1288								
Densidade Classe 3	Argila	0,00237*								
	CTC	0,00280*								
	Silte	0,01515*	0,016	-41,26	0,47	~1	-	-	-34,5	0
	Areia grossa	0,01614*								
	Local	0,07700								
Riqueza	IMA	0,0442*				IMA	0,0321*			
	Dispersão	0,1720	0,043	97,46	0,23	Dispersão	0,0923	0,1135	83,21	0,29
Área Basal (com IMA)						Areia fina	0,1544			
	IMA	6,25e-05*								
	RFAi inverno	0,0603				IMA	0,00053*	0,0005	51,71	0,47
	RFAi verão	0,1230	0,0002	65,72	0,63					
Área Basal (sem IMA)	Local	0,1474								
	Local	0,0372*								
	RFAi inverno	0,0636				Silte	0,0318*			
	Argila	0,1581	0,2129	84,83	0,28	Argila	0,0601	0,1482	62,87	0,26
	RFAi verão	0,1806				Dispersão	0,1536			
	Areia fina	0,1903								

Tabela 7. Indicadores ecológicos e os melhores fatores que os explicaram. *Modelo geral* = gerado a partir dos dados de EExJ e RBSH, e *Modelo RBSH* = gerado a partir dos dados de RBSH, separadamente. p ($\alpha = 0,05^*$) e r^2 = coeficiente de determinação do modelo, provenientes das análises de regressão linear. Sinais de (+) indicam relação positiva e (-) relação negativa entre os fatores e indicadores ecológicos

<i>Modelo geral</i>				<i>Modelo RBSH</i>		
Indicadores ecológicos	Fatores que influenciaram cada indicador	p modelo	r^2	Fatores que influenciaram cada indicador	p modelo	r^2
Densidade Classe 1	Dispersão	0,0783	0,123	Dispersão	0,0649	0,168
				IMA (-)	0,0422*	0,199
				Argila	0,928	0,000
				RFAi verão	0,132	0,115
Densidade Classe2	~ 1	-	-	~ 1	-	-
Densidade Classe 3	Argila	0,81	0,058	~1	-	-
	CTC	0,343	0,037			
	Silte	0,493	0,019			
	Areia grossa	0,961	0,000			
Riqueza	IMA (-)	0,0352 *	0,171	IMA	0,0771	0,155
Área Basal (com IMA)	IMA (+)	5,95e-05 *	0,495	IMA (+)	0,0005*	0,476
Área Basal (sem IMA)	Local	0,407	0,028	Silte	0,198	0,0856

Figura 15. Relação entre o incremento médio anual (IMA) da espécie plantada e a área basal (à esquerda; $r^2=0,495$; $p<0,01$) e riqueza de espécies lenhosas acima de 50 cm de altura (à direita; $r^2=0,171$; $p=0,035$) das comunidades amostradas em plantios homogêneos de espécies nativas em EExJ e RBSH. A reta azul é a linha de tendência e o hachurado cinza é o intervalo de confiança do modelo gerado.

Figura 16. Relação entre o incremento médio anual (IMA) da espécie plantada e densidade de indivíduos da classe 1: DAP $\geq$ 5 cm (à esquerda; $r^2 = 0,199$; $p = 0,0422$) e área basal (à direita; $r^2 = 0,476$; $p < 0,01$) das comunidades amostradas em plantios homogêneos de espécies nativas em RBSH. A reta azul é a linha de tendência e o hachurado cinza é o intervalo de confiança do modelo gerado. Conforme aumenta o IMA da espécie plantada, aumenta a área basal da comunidade, mas diminui a densidade de indivíduos com DAP $\geq$ 5 cm.

Figura 17. Ordenação das comunidades de plantas lenhosas (> 50 cm de altura) amostradas em plantios homogêneos de espécies nativas por meio de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). Bloco dos plantios de EEJ (em azul) e dos plantios de RBSH (em vermelho).

4.4. Discussão

Neste estudo, buscamos elucidar quais são os fatores que exercem maior influência sobre a sucessão de florestas plantadas com uma única espécie arbórea nativa. Para inferir sobre a sucessão, analisamos as comunidades em regeneração sob os plantios quanto à sua estrutura (densidade e área basal), riqueza e composição florística, em longo prazo (pelo menos 34 anos) após o plantio. Buscamos explicação para as diferenças entre essas comunidades em fatores da

paisagem e histórico de uso, nas condições edáficas em que foram realizados os plantios homogêneos e nos atributos funcionais das espécies plantadas. O entendimento do papel das espécies plantadas como filtros ecológicos que podem atuar na construção de comunidades vegetais em plantios de restauração é muito mais fácil quando as espécies são plantadas em povoamentos homogêneos do que em plantios mistos.

Contrariando nossas expectativas, baseadas em estudos prévios sobre o assunto, verificamos que a estrutura (densidade e área basal) e o nível de riqueza das comunidades de plantas lenhosas sob plantios homogêneos de espécies nativas são muito pouco influenciadas por atributos funcionais da espécie plantada, por parâmetros edáficos ou pelo local onde se encontram. Ao contrário da hipótese inicial, espécies zoocóricas não resultam em maior riqueza ou densidade de indivíduos na regeneração sob suas copas em comparação com espécies anemocóricas. Esse resultado difere de outros estudos que relataram maior riqueza e densidade de indivíduos sob copas de espécies dispersas por animais (SANSEVERO et al. 2011; VIANI et al. 2015), mas assemelha-se ao encontrado por Costa (2008), ao avaliar a regeneração sob espécies zoocóricas em plantios mistos. Espécies decíduas também não exerceram grande influência sobre os indicadores ecológicos avaliados. A característica do dossel formado pela espécie plantada contribuiu muito pouco para explicar os indicadores ecológicos, como também foi encontrado por Costa (2008). Entretanto, este resultado diverge de alguns estudos que encontraram forte relação entre o efeito do dossel sobre a comunidade em regeneração sob plantações florestais puras de eucalipto e pinus (DUAN et al. 2010; OSTERTAG et al. 2008; PALIK et al. 1997).

O ritmo de crescimento da espécie plantada foi o único atributo que, isoladamente, explicou a riqueza, a área basal e a densidade dos indivíduos adultos, incluindo os plantados, nos plantios homogêneos. Nenhuma variável biótica explicou a densidade dos indivíduos nas classes de menor tamanho (DAP abaixo de 5 cm). Por outro lado, os atributos do solo foram importantes para explicar a densidade de regenerantes (indivíduos acima de 50 cm de altura e com menos de 1 cm de DAP) no modelo geral que engloba os dois locais ($r^2=0,47$). Entretanto, ao analisar cada variável edáfica isoladamente, não encontramos relação com a densidade de regenerantes. Do mesmo modo, ao avaliar somente os plantios do RBSH, nenhuma variável edáfica explicou a densidade de regenerantes, o que indica que a contribuição dos parâmetros edáficos encontrados no modelo geral pode ter sido parcialmente influenciada por outros fatores que diferem entre os locais, ainda que a variável “local” não tenha sido significativa no modelo para este indicador. Esse resultado sugere que a probabilidade de estabelecimento de indivíduos

alóctones em plantios mais antigos pode estar mais relacionada ao acaso do que a fatores ambientais pré-determinados (GÖTZENBERGER et al. 2012; HUBBEL 2001). Não devem ser descartados outros fatores que podem atuar em escala diferente da que foi utilizada neste estudo, tais como as condições de microclima ideais para germinação de sementes (BERTACCHI et al. 2012; ELMARSDOTTIR et al. 2003).

Por outro lado, a elevada similaridade florística entre as comunidades em regeneração sob os plantios de diferentes espécies sugere que a composição do pool regional de espécies (disponibilidade de propágulos, sensu HOBBS & NORTON 2004) parece ser um forte determinante na construção dessas comunidades. Os plantios no RBSH e EExJ formaram dois grupos distintos floristicamente, como era esperado para comunidades em condições edafo-climáticas, de paisagem e com histórico distintos uma da outra, ainda que ambas estejam dentro dos limites de ocorrência da Floresta Estacional Semidecidual. Entretanto, ao avaliar cada bloco separadamente, não encontramos efeito direto da espécie plantada sobre a composição florística das comunidades em regeneração, exceto para um plantio de cabreúva em EExJ e um plantio de ipê amarelo no RBSH, que se distanciaram dos grupos principais formados pela análise de ordenação. No plantio de cabreúva, o IMA médio dos indivíduos plantados foi de $0,66 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, o mais baixo entre os plantios da EExJ. Desse modo, a composição florística nesse plantio parece ter sido condicionada pelo ritmo de crescimento lento da cabreúva, corroborando a hipótese inicial. Ao longo da sucessão, as condições de microclima e luz do sub-bosque no plantio de cabreúva parecem ter sido distintas dos demais plantios, selecionando espécies diferentes de áreas onde foram plantadas espécies de crescimento mais rápido ou moderado, como o angico-branco e a canafístula. No RBSH, por sua vez, o plantio de ipê-amarelo, que apresentou composição florística distinta dos demais, encontrava-se em um trecho isolado, possivelmente distinto em condições ambientais. Desse modo, a proximidade entre as áreas parece ter influenciado a composição e a similaridade florística entre os talhões e não a espécie plantada em si, tampouco o ritmo de crescimento da espécie plantada.

Os baixos valores dos coeficientes de determinação dos modelos demonstram que, passados ao menos 34 anos, os atributos da espécie plantada e as características edáficas locais explicam muito pouco da sucessão de comunidades em regeneração sob plantios homogêneos em floresta semidecidual que, em geral, tendem a caminhar para trajetórias similares no que diz respeito à sua estrutura e composição florística. Esse resultado difere do esperado inicialmente, mas é semelhante ao observado em plantações florestais após corte e abandono e em plantios mistos de restauração mais antigos (ROLIM et al. 2017; SUGANUMA et al. 2014). Contudo,

em plantios de espécies de crescimento mais lento, a riqueza da regeneração e a densidade de indivíduos adultos tendem a ser maiores. O fato da densidade de indivíduos adultos ($DAP \geq 5$ cm), incluindo os plantados, ser negativamente influenciada pelo ritmo de crescimento da espécie plantada indica que este atributo exerce influência, especialmente, durante os primeiros anos de plantio, já que não foi encontrado efeito desse atributo na densidade de indivíduos regenerantes com menos de 5 cm de DAP. Esse resultado desmistifica, em parte, a recomendação de priorização de espécies de crescimento rápido em plantios de restauração. Essa prática é bastante comum e visa o fechamento rápido do dossel para inibir o crescimento de gramíneas invasoras (MELI et al. 2018; TWEDT 2006), mas em contrapartida, dificulta o estabelecimento da regeneração (MASSAD et al. 2011). O ritmo de crescimento também explicou quase 50% da área basal, tanto no modelo geral quanto no modelo RBSH. Esse resultado era previsível, uma vez que ambas as variáveis (IMA e área basal) estão correlacionadas com o tamanho das árvores plantadas, que, por sua vez, ainda são predominantes na classe de indivíduos adultos nos plantios (Apêndice B). Deste modo, esse resultado não pode ser considerado como uma relação de causa e efeito, mas sim uma correlação, dada a dependência entre as variáveis utilizadas. No modelo gerado sem o IMA, o local e o teor de silte explicaram a área basal nos modelos geral e RBSH, respectivamente. Entretanto, quando isoladas, essas variáveis preditoras explicaram uma porção muito pequena da variação na área basal e não foram significativas. Os atributos edáficos, de modo geral, contribuíram muito pouco para explicar os indicadores ecológicos utilizados. Além disso, quando analisados separadamente, não apresentaram influência significativa, diferente do esperado inicialmente, principalmente, no que se refere à área basal. Este resultado difere do encontrado por Suganuma et al. (2018), que encontraram forte relação entre a proporção de partículas de silte e argila com o aumento de área basal em plantios de restauração. A pequena variação nos atributos edáficos entre os plantios dentro de um mesmo local também pode ter minimizado a influência deste fator sobre as comunidades em regeneração.

O atributo “local” também explicou muito pouco da variação nos indicadores ecológicos no modelo que considerou juntas as áreas de EExJ e RBSH. Levando-se em conta que a idade é um fator importante na sucessão de comunidades (CROUZEILLES et al. 2016; GARCIA et al. 2015; HOLL et al. 2017; SANT’ANNA et al. 2014; SUGANUMA & DURIGAN 2015), esse resultado diverge do esperado, uma vez que os plantios de EExJ têm 15 anos a mais que os plantios de RBSH. Contudo, no RBSH os plantios, ainda que mais jovens, formam área contínua cinco vezes maior do que os da EExJ, outras espécies foram plantadas

além das estudadas, o tempo de uso para agricultura foi mais curto, o desmatamento mais recente e o clima é mais ameno (sem déficit hídrico) em relação à EExJ. Desse modo, o histórico e a paisagem podem ter compensado o efeito da idade sobre a comunidade em regeneração, como foi observado em outros estudos (CROUZEILLES & CURRAN 2016; LETCHER & CHAZDON 2009; ROCHA et al. 2016; SUGANUMA et al. 2018).

4.5. Conclusões

Ao contrário das hipóteses iniciais, em longo prazo, a sucessão ecológica em plantios homogêneos de espécies nativas é pouco influenciada pelos atributos da espécie plantada ou por atributos abióticos. Ainda que os plantios de restauração com espécies de crescimento rápido tendam a dificultar os processos de regeneração natural, influenciando negativamente a recuperação da densidade e riqueza da comunidade. Espécies zoocóricas não são mais eficientes do que espécies de dispersão abiótica em favorecer a regeneração natural sob suas copas, uma vez que a densidade e a riqueza do sub-bosque não diferem entre os dois grupos funcionais. A composição florística das comunidades em regeneração independe da espécie plantada ou de seus atributos funcionais, sendo semelhante entre talhões puros de diferentes espécies em um mesmo contexto de paisagem. Porém, a comunidade em regeneração sob plantios puros é fortemente distinta entre locais que diferem em condições ambientais, histórico e paisagem. Ou seja, a composição da comunidade será determinada pelo pool regional de espécies e não pela espécie plantada.

Os resultados que obtivemos neste estudo, em plantios homogêneos de espécies nativas, divergem, em grande parte, do que tem sido observado em plantios de restauração diversificados, já que não encontramos relações consistentes de causa e efeito entre os indicadores ecológicos das comunidades e a maioria dos atributos funcionais das espécies plantadas e propriedades dos solos. O ritmo de crescimento da espécie plantada foi o único atributo que explicou parcialmente a riqueza e a densidade de indivíduos adultos nos plantios. As espécies de crescimento lento propiciaram condições de sub-bosque distintas de áreas plantadas com espécies de crescimento moderado ou rápido, facilitando o estabelecimento de regenerantes ainda nos primeiros anos de plantio e o recrutamento para as classes de maior tamanho, assim como, possibilitaram o estabelecimento de maior número de espécies colonizadoras.

O histórico de uso do solo e a paisagem, por sua vez, parecem compensar o efeito da idade dos plantios, uma vez que não encontramos diferenças entre os plantios de RBSH e EExJ. A composição florística divergiu entre os blocos, como era esperado para comunidades em diferentes condições edafo-climáticas, paisagem e com histórico distintos. Contudo, localmente, não há efeito da espécie plantada sobre a composição florística. Em longo prazo, é possível prever que a trajetória da regeneração em plantios homogêneos é pouco influenciada pelas características do dossel e síndrome de dispersão da espécie plantada, assim como pelos parâmetros edáficos. A relação entre a proximidade de fontes de propágulos e o aumento da regeneração já foi documentada na literatura. Assim, em plantios homogêneos localizados próximos a fontes de propágulos, o sub-bosque tende a se regenerar mais rapidamente do que sob plantios em paisagens mais fragmentadas. Por outro lado, plantios mais velhos, ainda que localizados em paisagens bastante fragmentadas e com histórico de desmatamento bastante antigo, como é caso da EExJ, tendem a se regenerar da mesma forma.

5. VIABILIDADE ECONÔMICA DA RESERVA LEGAL DEPENDE DA ESCOLHA DAS ESPÉCIES

5.1. Introdução

Entre o final do século XIX e início do século XX houve um declínio no ritmo de desmatamento de florestas na Europa Ocidental, Ásia e América do Norte e a pressão sobre as florestas foi deslocada para as regiões tropicais, principalmente para a América Latina, que sofreu um decréscimo de 50% em área coberta por florestas até o final do século XX (FAO 2016). No Brasil, a Mata Atlântica foi reduzida a menos de 12,5% de sua extensão original e, atualmente, a cobertura florestal remanescente está concentrada em pequenos fragmentos degradados e isolados, sendo que mais de 80% deles são menores do que 50 ha (RIBEIRO et al. 2009). A fragmentação do habitat e sua contínua degradação prejudicam a manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos e a provisão de serviços ecossistêmicos (LAURANCE et al. 2006; PRIMACK & RODRIGUES 2001). As principais causas do desmatamento têm sido a conversão de florestas para a prática de agricultura tradicional de corte e queima, mineração, expansão urbana e, principalmente, a expansão da fronteira agropecuária (DEFRIES et al. 2010; FAO 2016; RUDEL et al. 2009).

Num cenário de aumento populacional no planeta em até 50% até 2050, as pressões para ampliação das áreas produtivas e a demanda crescente por combustível, fibra e madeira indicam um futuro incerto para as florestas nativas, sejam elas primárias ou secundárias (FAO 2016; SMITH et al. 2010). Em 2010, no Brasil, a produção anual de madeira oriunda de florestas nativas era de aproximadamente 32 milhões de metros cúbicos, dos quais 87% eram provenientes da Amazônia Legal. Em 2009, só o Estado de São Paulo consumia 17% da madeira proveniente da Amazônia (PEREIRA et al. 2010). Um estudo apontou que o mercado interno brasileiro tem preferência pela madeira amazônica, enquanto que o mercado externo tem optado por madeira de reflorestamento certificada (SOBRAL et al. 2002). Tradicionalmente, as florestas tropicais nativas sempre foram exploradas. Porém, a oferta de madeira tem diminuído nos últimos anos em muitas regiões, já que 80% das áreas de florestas desmatadas no último século estão localizadas nos trópicos (TIAN et al. 2016). Nesse cenário, plantações florestais com espécies nativas têm sido consideradas como alternativa promissora para suprimento da demanda de madeira, podendo diminuir as pressões sobre as florestas nativas que são exploradas para extração de espécies com alto valor comercial (PIOTTO et al.

2018). Todavia, plantações comerciais com espécies nativas ainda são raras no Brasil. Da área total plantada com florestas no país, 98% são ocupados por espécies exóticas (IBA 2017). Essas plantações também abastecem o setor energético, sendo que 99% da matéria-prima empregada na produção de carvão é proveniente de reflorestamentos, predominantemente de eucalipto (IPEF 2000).

Por outro lado, é interessante observar que, ao longo da história de diversas civilizações, a eminência da escassez de recursos para manutenção dos sistemas produtivos, especialmente água e madeira, foi desencadeadora de ações conservacionistas que culminaram em políticas públicas (CASTRO 2013; DEAN 1996; PERLIN 1992). Não obstante, a criação do chamado “primeiro Código Florestal” em 1934 (Decreto 23.794) foi uma resposta de grupos conservacionistas ao intenso desmatamento no Rio de Janeiro (DEAN 1996). Da mesma forma, desde a década de 1990, a extração de madeira nativa proveniente do bioma Mata Atlântica foi proibida (Decreto nº 99.547 de 1990) e, por meio de uma Medida Provisória (1.956-50 de 2000), a área de reserva legal nas propriedades localizadas no bioma amazônico aumentou de 50 para 80%, em resposta às altas taxas de desmatamento registradas na época. Embora todas essas ações tenham sido realizadas visando preservar os remanescentes de vegetação natural, após a promulgação da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651) em 2012, constatou-se haver um déficit de 11,2 milhões de hectares de reserva legal em propriedades privadas, que deverão ser recuperados (GUIDOTTI et al. 2017). Na reserva legal é permitido o manejo florestal madeireiro sustentável, que pode proporcionar retorno econômico para o proprietário e uma fonte adicional de recursos para uso na propriedade, desde que não descaracterize a vegetação e que não seja realizado corte raso (Art. 22 da Lei 12.651). Áreas de reserva legal, portanto, apresentam grande potencial para alavancar o plantio de espécies nativas. Alguns estudos propuseram o uso de espécies exóticas, como o eucalipto, que é permitido pela legislação em até 50% da área (Art. 13 da Lei 12.651). Essa é uma alternativa que visa a geração de renda mais rapidamente a partir da exploração da espécie exótica, que já possui cadeia produtiva consolidada e, assim, possibilita o retorno dos custos da recomposição da reserva legal, que oneram o rendimento das propriedades rurais e, por vezes, inviabilizam os plantios (AMAZONAS et al. 2018; BRANCALION et al. 2012; FEBRABAN 2018; SCHAITZA et al. 2008.).

Embora vários estudos tenham apontado o potencial de plantações florestais para conciliar a produção e a conservação (BENINI & ADEODATO 2017; BRANCALION et al. 2012; IPEF 2012b; LAMB 1998; LINDENMAYER et al. 2015; MONTAGINI & PIOTTO

2011; NIX 2012; PARROTA 1993), há pouca informação no que se refere à produção de madeira de espécies tropicais nativas em áreas de restauração florestal, quer seja a partir de plantios mistos, que é o modelo de restauração mais comumente utilizado no Brasil, ou de plantios homogêneos. Silva (2013) verificou que o ciclo de produção de madeira em plantios de restauração de floresta estacional semidecidual varia entre 6 a 83 anos, de acordo com as características da espécie analisada, e que a produtividade tem correlação com a fertilidade o teor de partículas finas do solo e com as práticas de manejo silvicultural. Na Costa Rica, Montagnini & Piotto (2011) verificaram que plantios com até 16 anos, quando consorciados com mais de uma espécie, apresentaram melhores resultados em termos de produção de madeira do que plantios puros.

Embora a possibilidade de aproveitamento da madeira oriunda de projetos de restauração florestal em regiões tropicais tenha se tornado objeto de discussão apenas recentemente, a silvicultura voltada para espécies nativas no Brasil teve início nos primórdios do século XX, com os experimentos de Edmundo Navarro de Andrade (ANDRADE 1941) e os resultados das pesquisas já realizadas podem contribuir para o aprimoramento das técnicas no contexto da exploração sustentável da Reserva Legal. A recomposição da reserva legal contemplando a exploração de produtos florestais madeireiros ainda carece de validação científica para auxiliar os tomadores de decisão na elaboração de projetos de restauração. Por se tratar de um investimento de longo prazo, é importante avaliar se a venda de madeira em reserva legal é uma atividade economicamente vantajosa para o proprietário rural frente a outros tipos de investimentos. Neste estudo, visando dar suporte à proposta de produção de madeira em reserva legal, avaliamos o potencial de exploração em plantios homogêneos de espécies nativas, com idades entre 24 a 49 anos, que não receberam tratamentos silviculturais durante seu desenvolvimento, de modo que seu sub-bosque regenerou-se naturalmente. Cabe destacar que nosso estudo baseou-se em florestas reais, em que as árvores foram expostas a todas as adversidades ocorridas no período, que em geral não são consideradas em estudos de rentabilidade florestal baseados em simulações de crescimento das árvores plantadas. As situações em que foram formados esses talhões representam, portanto, a realidade do cultivo de árvores nativas em propriedades rurais.

Para a análise de viabilidade econômica dos plantios estudados, e levando em conta as especificidades de manejo admitidas pelas normas em reserva legal, utilizamos a taxa interna de retorno (TIR) e o valor presente líquido (VPL) gerados a partir da exploração madeireira nesses plantios e comparamos com os rendimentos da caderneta de poupança para o mesmo

período. Para viabilizar economicamente a exploração, esperávamos que a TIR fosse maior ou igual ao rendimento da poupança e que os plantios tivessem VPL positivo, tornando esse tipo de atividade econômica atraente para os proprietários que tenham obrigação de recompor a reserva legal ou, pelo menos, demonstrando que a recomposição da reserva legal não resulta em saldo negativo para o balanço financeiro da propriedade. Ademais, avaliamos o custo de oportunidade da terra, considerando a possibilidade de compensação da reserva legal em outra propriedade, que é permitida pela legislação (Art. 66 da Lei 12.651), e a recomposição sem venda de madeira. Desse modo, buscamos contribuir para a tomada de decisão sobre quais as melhores alternativas que atendem à legislação ambiental vigente no que se refere à recomposição da reserva legal, conciliando a produção com a conservação dos recursos naturais.

5.2. Material e métodos

Para avaliar a viabilidade econômica da venda de madeira em plantios homogêneos de espécies nativas em reserva legal, calculamos a taxa interna de retorno (TIR) e o valor presente líquido (VPL) baseados na exploração da madeira em pé. Essas duas variáveis são comumente utilizadas para análises de viabilidade econômica e financeira de investimentos (LAPPONI 1996). O VPL é o somatório do valor presente das entradas e saídas de caixa. Nesse cálculo, o fluxo de caixa do projeto que está sendo avaliado é descontado a uma taxa pré-definida, que é o retorno mínimo que deve ser esperado para que o projeto seja aprovado. Se o fluxo de caixa do projeto, após ser descontado o valor da taxa de desconto, for maior ou igual a zero, isto significa que o projeto é viável, pois remunera o capital investido a uma taxa igual ou maior que a taxa mínima de retorno. Usualmente, quando o VPL é menor do que zero o projeto é rejeitado. A fórmula de cálculo do VPL é representada da seguinte forma:

$$VPL = \sum_{t=1}^n \frac{FC_t}{(1+i)^t} \quad \text{Equação (a)}$$

Onde:

t = período (normalmente expresso em anos)

FC = resultado financeiro do período t

i = Taxa Mínima de Atratividade

Cada fluxo de caixa é dividido pela taxa de desconto elevada ao seu respectivo período, uma vez que os juros são compostos. Para a taxa de desconto utilizamos 6%, que é o rendimento médio das cadernetas de poupança nos últimos anos.

A Taxa Interna de Retorno (TIR), por sua vez, é definida como a taxa de desconto que iguala o valor atual líquido do fluxo de caixa de um projeto a zero, ou seja, a TIR é a taxa de desconto que anula o VPL. A fórmula de cálculo da TIR é representada da seguinte forma:

$$VPL=0=\text{Investimento inicial} + \sum_{t=1}^N \frac{F_t}{(1+TIR)^t} \quad \text{Equação (b)}$$

Onde:

F: fluxo de caixa de cada período

t: período de análise

TIR: taxa interna de retorno

O fluxo de caixa é dividido pela TIR elevada ao seu respectivo período, uma vez que os juros são compostos. E tudo isso deve ser igual a zero. Os projetos cuja TIR é maior ou igual à taxa mínima de retorno são viáveis, e aqueles cuja TIR é menor são rejeitados. Em casos de conflito entre o valor da TIR e do VPL, sugere-se o uso do VPL para a decisão sobre aderir ou não ao investimento, pois este valor indica o projeto que gerará maior renda.

Os valores de VPL e TIR obtidos com a venda de madeira em pé nos plantios analisados foram comparados com rendimentos da poupança para o mesmo período, considerando uma taxa de rendimento conservadora de 6% ao ano. Avaliamos o custo de oportunidade da terra considerando a possibilidade do proprietário optar pela compensação da reserva legal em outra propriedade ou fazendo a recomposição com ou sem a exploração da madeira. A descrição dos cálculos será apresentada a seguir.

5.2.1. Amostragem dos plantios homogêneos

Para avaliar a exploração florestal em plantios homogêneos de espécies nativas utilizamos os dados de treze plantios realizados com sete espécies com potencial madeireiro, que foram amostrados na Estação Experimental de Jaú (EExJ), Refúgio Biológico Santa Helena (RBSH) e Refúgio Biológico Bela Vista (RBBV) (Tabela 8). A descrição dos locais onde estão localizados os plantios está detalhada no capítulo 1. Utilizamos cinco parcelas de 20 m x 10 m

(1000 m²) dispostas sistematicamente no interior dos plantios, conforme descrito no capítulo 1 (Figura 7), onde mensuramos todos os indivíduos das espécies plantadas com PAP $\geq$ 14,8 cm. Medimos o perímetro à altura do peito (PAP) com fita métrica, altura total (m) e altura da primeira bifurcação (m) com um hipsômetro modelo Vertex IV (Haglöf Sweden), e anotamos as árvores quebradas ou tombadas. O PAP foi posteriormente convertido em diâmetro à altura do peito (DAP), em metros, para o cálculo do volume.

Tabela 8. Caracterização dos treze plantios homogêneos de espécies nativas amostrados para avaliação do potencial de venda de madeira em pé. EExJ: Estação Experimental de Jaú, município de Jaú-SP; RBBV: Refúgio Biológico Bela Vista, município de Foz do Iguaçu- PR; RBSH: Refúgio Biológico Santa Helena, município de Santa Helena-PR. Ind: espaçamento indefinido.

Local	Idade (anos)	Nome científico	Nome popular	Nº talhões amostrados	Área (ha)	Espaçament o
EExJ/SP	31	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Cabreúva	1	0,6 ha	3 m x 2 m
EExJ/SP	49	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Cabreúva	1	0,6 ha	Ind
EExJ/SP	49	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	1	1,2 ha	Ind
EExJ/SP	49	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl	Pau-marfim	1	1,2 ha	Ind
EExJ/SP	49	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aoreira	1	10 ha	Ind
EExJ/SP	49	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan var. <i>colubrina</i>	Angico-branco	1	0,6 ha	Ind
RBBV/PR	24	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira	1	2 ha	2,5 m x 1 m
RBSH/PR	34	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.)	Ipê-roxo	3	2 ha	4 m x 4 m
RBSH/PR	34	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Guaruaia	3	2 ha	4 m x 4 m

5.2.2. Rendimento da madeira em pé

Os cálculos de volume foram conservadores, buscando evitar superestimativa. Retiramos dos cálculos as árvores quebradas ou tombadas e consideramos somente as árvores que possuíam altura de fuste $\geq$ 2,5 m. No caso de árvores bifurcadas, consideramos no cálculo a menor altura de fuste (altura da primeira bifurcação) e somente o maior valor de DAP. Utilizamos 0,7 como fator de forma para todas as espécies, considerando o proposto por Scolforo (1997) para espécies de Floresta Estacional Semidecidual. Calculamos o volume da madeira (m³) de cada árvore em pé utilizando a equação (c):

$$V = DAP^2 * \frac{\pi}{4} * H * f \quad \text{Equação (c)}$$

Onde:

V: volume da madeira em pé (m^3)

DAP: Diâmetro medido a 1,30 m do solo (m)

H: altura do fuste (m)

f: fator de forma da espécie

Para obtenção do volume por hectare utilizamos o somatório de todas as árvores presentes na área amostral ($1000 m^2$) em cada plantio, multiplicado por 10.

Realizamos a classificação dos indivíduos em quatro classes de tamanho: 1) $DAP \leq 14$ cm; 2) $14 \text{ cm} < DAP < 20 \text{ cm}$; 3) $20 \text{ cm} \leq DAP < 40 \text{ cm}$; 4) $DAP \geq 40 \text{ cm}$, da mesma forma que foi realizado pela equipe do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF), Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo e Atrium Forest Consulting para o aplicativo Rural Legal, que simula modelos de recuperação para reserva legal com exploração econômica para o Estado de São Paulo. Os valores da madeira em pé para cada classe de tamanho e para cada espécie foram obtidos com a equipe do IPEF (IPEF, 2012) e corrigidos para valores atuais (Tabela 9). O rendimento da madeira em pé para cada plantio pressupôs a venda de madeira de todas as classes de tamanho com $DAP \geq 14 \text{ cm}$. A madeira proveniente das menores classes de tamanho (classe 1) são aquelas destinadas para energia (lenha) e as demais classes são destinadas para serraria (classes 2, 3 e 4), destinando-se a diferentes usos.

Tabela 9. Preço do m^3 de madeira em pé para as espécies avaliadas neste estudo. Fonte: IPEF (2012b).

Espécies	Classes de tamanho			
	$DAP \leq 14 \text{ cm}$	$14 \text{ cm} < DAP < 20 \text{ cm}$	$20 \text{ cm} \leq DAP < 40 \text{ cm}$	$DAP \geq 40 \text{ cm}$
<i>Myroxylon peruiferum</i>	R\$ 80,00	R\$ 210,00	R\$ 500,00	R\$ 595,00
<i>Peltophorum dubium</i>	R\$ 40,00	R\$ 105,00	R\$ 250,00	R\$ 297,50
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	R\$ 40,00	R\$ 105,00	R\$ 250,00	R\$ 297,50
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	R\$ 32,00	R\$ 84,00	R\$ 200,00	R\$ 238,00
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>colubrina</i>	R\$ 16,00	R\$ 42,00	R\$ 100,00	R\$ 119,00
<i>Parapiptadenia rigida</i>	R\$ 40,00	R\$ 105,00	R\$ 250,00	R\$ 297,50
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	R\$ 56,00	R\$ 147,00	R\$ 350,00	R\$ 416,50

A partir dos valores em reais (R\$) obtidos pela simulação da exploração da madeira, calculamos a Taxa Interna de Retorno (TIR) e o Valor Presente Líquido (VPL), utilizando as fórmulas correspondentes no Microsoft Excel (2008). Para tanto, utilizamos como investimento inicial o valor investido na operação de plantio por hectare, que foi estipulado a partir dos valores encontrados na literatura, que variaram entre R\$ 3.585,00 a R\$ 32.460,00, dependendo da técnica utilizada, do manejo e das condições da área (aplicativo RURAL LEGAL;

ANTONIAZZI et al. 2016; BENINI & ADEODATO 2017; FEBRABAN 2018). Definimos o valor médio de R\$ 8.000,00/ha como custo de plantio (investimento inicial no ano zero), considerando os seguintes pressupostos: i) o proprietário é dono da terra (o valor da terra não entra no cálculo); ii) plantio de mudas em área total utilizando o espaçamento de 3 m x 3 m (1.111 plantas/ha); iii) plantio de uma única espécie (assim como os plantios avaliados). Os custos de manutenção foram incorporados no fluxo de caixa até os três anos pós-plantio. Nos anos 1 e 2 previu-se o investimento de R\$ 1.400,00/ha para capina manual, replantio e adubação. No ano 3 consideramos o custo de R\$ 200,00/ha para controle de formiga e adubação. Esses valores foram obtidos a partir da planilha de custos do aplicativo Rural Legal, que são os valores médios encontradas para as operações no Estado de São Paulo. Não foram considerados custos de tratos silviculturais (desrama, poda ou desbaste), uma vez que esses procedimentos não foram realizados nos plantios avaliados e também não foram considerados custos técnicos de monitoramento. O custo considerado para o cercamento da área foi de R\$ 2.500,00/ha (FEBRABRAN 2018), para os cálculos relativos a plantios em propriedades cuja atividade principal seja a pecuária extensiva.

A TIR e o VPL foram calculados com base na idade das árvores plantadas no momento da avaliação, variando entre 24 a 49 anos (Tabela 8). Para cálculo do VPL consideramos uma taxa de desconto de 6% ao ano, conforme a média do rendimento da poupança dos últimos anos. A TIR e o VPL foram calculados considerando áreas com e sem cercamento, para simular propriedades cuja atividade desenvolvida seja a pecuária ou a agricultura, respectivamente.

5.2.3. Rendimento da poupança

Para comparar o rendimento da exploração da madeira em pé com um investimento de longo prazo, simulamos uma aplicação em poupança, por se tratar de um investimento de renda fixa, com baixo risco e que é o preferido pelos brasileiros. Calculamos o rendimento da poupança considerando a aplicação de R\$ 8.000,00 no ano zero, R\$ 1.400,00 nos anos 1 e 2, e R\$ 200,00 no ano 3, assim como seria investido no plantio. Consideramos o rendimento de 6% ao ano. Fizemos os cálculos considerando a data de retirada da aplicação nos anos 24, 31, 34 e 49, que correspondem às idades dos plantios analisados.

5.2.4. Compensação da reserva legal em outra propriedade

Conforme estabelecido pela Lei 12. 651 de 2012, os proprietários podem compensar a reserva legal em outras propriedades, desde que cumpram as condicionantes impostas. Desse modo, calculamos o VPL simulando a compensação da reserva legal em outro local, por meio de arrendamento de uma propriedade com vegetação nativa, que é uma das possibilidades de compensação previstas na lei (Art. 66). Optamos pelo arrendamento por se tratar de um arranjo comercial que tem sido comumente realizado entre produtores, embora haja outras possibilidades de compensação de reserva legal previstas na legislação, mas que ainda não foram regulamentadas. Para tanto, consideramos propriedades que desenvolvem atividades agrícolas comumente encontradas nos Estados de São Paulo e Paraná: i) cultivo de soja; ii) cultivo de cana-de-açúcar e iii) pecuária extensiva para gado de corte. Comparamos o VPL das atividades com a recomposição da reserva legal (com e sem exploração da madeira) e com arrendamento de área para compensação da reserva legal. Os custos e rentabilidade de cada atividade foram obtidos a partir de valores encontrados para os Estados de São Paulo e Paraná, provenientes do Agrianual, Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (CEPEA/ESALQ) e dados utilizados pela FEBRABAN (2018). Utilizamos dados do ano base de 2015/2016, que estavam disponíveis para consulta. Para os cálculos do VPL considerando a exploração da madeira, utilizamos a média dos valores obtidos nos plantios, que foi de R\$ 13.274,90 (Tabela 10), e inserimos essa renda no fluxo de caixa nos períodos analisados (24, 31, 34 e 49 anos). Hipoteticamente, os custos e rendimentos utilizados nos cálculos foram ponderados em relação à área ocupada na propriedade pela pecuária, soja ou cana-de-açúcar (80% da área) e a reserva legal (20% da área), considerando que a legislação estabelece 20% de reserva legal nas propriedades, embora esse valor possa mudar conforme a situação do imóvel.

5.3. Resultados

Os valores de TIR calculados a partir da simulação da exploração da madeira em pé nos plantios avaliados ficaram abaixo do rendimento da poupança, que foi de 6% ao ano (Tabela 10). Todos os plantios apresentaram valores de VPL negativos. Os valores da TIR foram positivos somente nos plantios de canafístula (*Peltophorum dubium*), ipê-roxo (*Handroanthus heptaphyllus*), aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) e angico-branco (*Anadenanthera colubrina* var. *colubrina*). Quando os cálculos foram efetuados simulando propriedades cuja

atividade principal seria a pecuária (que demandam cercamento), o plantio de aroeira de 24 anos e o de canafístula de 49 anos também apresentaram valores negativos para a TIR (Tabela 10).

A renda proveniente da madeira em pé variou entre as espécies. Os menores rendimentos foram obtidos para cabreúva (*Myroxylon peruiferum*), seguidos pelos plantios de guarucaia (*Parapiptadenia rigida*). Em geral, as árvores dessas duas espécies bifurcaram desde a base e apresentaram fustes tortuosos, comprometendo o rendimento em volume e reduzindo o número de indivíduos passíveis de exploração (Tabela 10). Os plantios de ipê roxo, angico-branco e aroeira apresentaram os valores mais elevados de renda por hectare e foram os únicos onde foram amostradas árvores com $DAP \geq 40$ cm, que são as mais rentáveis. Os plantios de ipê roxo, com 34 anos, renderam 39,46% do valor obtido com a poupança e o plantio de aroeira, com 24 anos, rendeu 30,06%, sendo os mais promissores em termos de rendimento, considerando que as áreas não tiveram práticas de manejo silvicultural para otimizar o incremento de volume ao longo dos anos (Tabela 11).

A recomposição da reserva legal, com ou sem venda de madeira, teve impacto negativo no VPL para todas as atividades analisadas (soja, cana-de-açúcar ou pecuária), independentemente do ano de análise (Tabela 12). A compensação da reserva legal por meio de arrendamento também diminuiu o VPL, mas em menor proporção quando comparada à recomposição com ou sem venda de madeira (Tabela 12). Em áreas de pecuária, os custos da recomposição (com ou sem exploração) ou da compensação exercem impacto maior no VPL em relação às áreas de agricultura, devido à menor rentabilidade por hectare da pecuária em comparação com a agricultura. Por outro lado, a simulação da exploração, ainda que bastante conservadora, contribuiu para o aumento do VPL nas áreas de pecuária e, a partir do ano 49, a exploração da reserva legal passa a ser mais vantajosa do que a compensação, o que não foi observado nas áreas de soja e cana-de-açúcar. Entretanto, independentemente da atividade realizada, a rentabilidade da propriedade aumenta se a venda de madeira for incluída no fluxo de caixa e, em longo prazo, o VPL é menos afetado pelos custos da recomposição da reserva legal.

Tabela 10. Valores encontrados para o m³ de madeira em pé calculados a partir dos plantios homogêneos avaliados neste estudo. DAP: diâmetro à altura do peito (1,30 m); TIR: Taxa interna de retorno; VPL: Valor presente líquido. Em destaque valores positivos de TIR.

Espécie	Idade do plantio	Volume de madeira em pé (m ³ .ha ⁻¹) / n° ind.ha ⁻¹ passíveis de exploração				R\$/ ha	Área de agricultura (sem cerca)		Área de pecuária (com cerca)	
		DAP≤14 cm	14 cm<DAP<20 cm	20 cm≤DAP<40 cm	DAP≥40 cm		TIR	VPL	TIR	VPL
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	49 anos	4,85/120	19,70/120	33,34/110	0,00/0	R\$ 10.597,18	-0,08%	-R\$ 9.551,75	0%	-R\$ 11.910,24
<i>Peltophorum dubium</i>	49 anos	1,91/120	9,29/80	42,40/150	0,00/0	R\$ 11.651,51	0,12%	-R\$ 9.494,51	0%	-R\$ 11.853,00
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	34 anos	1,51/20	6,72/30	73,93/153	9,04/7	R\$ 30.712,26	3,11%	-R\$ 6.131,23	2,47%	-R\$ 8.489,72
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	49 anos	0,67/20	25,01/140	83,22/230	14,50/20	R\$ 22.216,66	1,46%	-R\$ 8.920,94	1,03%	-R\$ 11.279,44
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	24 anos	46,15/670	66,21/510	30,14/170	0,00/0	R\$ 13.066,23	0,73%	-R\$ 7.082,64	-0,14%	-R\$ 9.441,13
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>colubrina</i>	49 anos	3,51/90	7,98/50	163,35/320	48,11/50	R\$ 22.451,09	1,48%	-R\$ 8.908,22	1%	-R\$ 11.266,71
<i>Myroxylon peruiferum</i>	49 anos	2,80/90	6,55/40	4,60/10	0,00/0	R\$ 3.897,91	-2,11%	-R\$ 9.915,44	-2,52%	-R\$ 12.273,93
<i>Myroxylon peruiferum</i>	31 anos	3,43/140	0,00/0	0,00/0	0,00/0	R\$ 274,43	-11,39%	-R\$ 10.084,53	-11,95%	-R\$ 12.443,02
<i>Parapiptadenia rigida</i>	34 anos	0,86/30	2,57/13	17,21/53	0,00/0	R\$ 4.606,86	-2,56%	-R\$ 9.527,67	-3,15%	-R\$ 11.886,16

* Investimento inicial para plantio de R\$ 8.000,00/ha

* Manutenção no ano 1 e 2 (pós-plantio) de R\$ 1.400,00/ha/ano

* Manutenção no ano 3 (pós-plantio) de R\$ 200,00/ha

* Taxa de desconto de 6% a.a. para cálculo do VPL

Tabela 11. Comparação entre o rendimento da aplicação na poupança considerando os mesmos investimentos utilizados para o plantio da reserva legal e o rendimento da madeira (m³) em pé nos plantios avaliados. Para cálculo do rendimento da poupança: aplicação de R\$8.000,00 no ano zero, R\$ 1.400,00 nos anos 1 e 2, e R\$ 200,0 no ano 3, considerando rendimento de 6% ao ano. As datas de retirada da aplicação correspondem à idade dos plantios analisados.

Espécie	Idade da exploração do plantio e da retirada da aplicação da poupança	Rendimento da poupança (6% a.a)	Rendimento da madeira (m³) em pé	Relação entre o rendimento do plantio e a poupança
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	49 anos	R\$ 186.541,83	R\$ 10.597,18	5,68%
<i>Peltophorum dubium</i>	49 anos	R\$ 186.541,83	R\$ 11.651,51	6,25%
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	34 anos	R\$ 77.837,39	R\$ 30.712,26	39,46%
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	49 anos	R\$ 186.541,83	R\$ 22.216,66	11,91%
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	24 anos	R\$ 43.463,99	R\$ 13.066,23	30,06%
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>colubrina</i>	49 anos	R\$ 186.541,83	R\$ 22.451,09	12,04%
<i>Myroxylon peruiferum</i>	49 anos	R\$ 186.541,83	R\$ 3.897,91	2,09%
<i>Myroxylon peruiferum</i>	31 anos	R\$ 65.353,77	R\$ 274,43	0,42%
<i>Parapiptadenia rigida</i>	34 anos	R\$ 77.837,39	R\$ 4.606,86	5,92%

Tabela 12. Comparação do impacto da recomposição da reserva legal (com e sem venda de madeira) e da compensação através de arrendamento no Valor Presente Líquido (VPL) de propriedades rurais cuja atividade principal é a pecuária ou a agricultura. Relação 2:1: VPL (2) - VPL (1) / VPL (1); Relação 3:1: VPL (3) - VPL (1) / VPL (1); Relação 4:1: VPL (4) - VPL (1) / VPL (1).

Atividade	Rentabilidade da propriedade (R\$/ha/ano)	VPL (24 anos)	VPL (31 anos)	VPL (34 anos)	VPL (49 anos)
Soja (1)	R\$ 1.335,00	R\$ 14.391,25	R\$ 16.127,67	R\$ 16.680,63	R\$ 18.367,56
Recompor a RL na propriedade sem exploração (2)	R\$ 1.220,00 a R\$ 1.279,00**	R\$ 9.487,59	R\$ 10.876,73	R\$ 11.319,09	R\$ 12.668,63
Recompor a RL na propriedade com exploração (3)	R\$ 1.773,95 a R\$ 2.362,75**	R\$ 10.106,20	R\$ 11.906,74	R\$ 12.694,54	R\$ 14.188,21
Compensar a RL em outra propriedade (4)	R\$ 885,00	R\$ 12.473,75	R\$ 14.015,06	R\$ 14.505,89	R\$ 16.003,28
Relação 2:1		-34,07%	-32,56%	-32,14%	-31,03%
Relação 3:1		-29,78%	-26,17%	-23,90%	-22,75%
Relação 4:1		-13,32%	-13,10%	-13,04%	-12,87%
Cana-de-açúcar (1)	R\$ 3.400,00	R\$ 33.652,09	R\$ 38.074,43	R\$ 39.482,72	R\$ 43.779,01
Recompor a RL na propriedade sem exploração (2)	R\$ 2.554,00 a R\$ 2.972,00**	R\$ 24.896,26	R\$ 28.434,13	R\$ 29.560,76	R\$ 32.997,79
Recompor a RL na propriedade com exploração (3)	R\$ 3.828,12 a R\$ 4.693,36**	R\$ 25.578,24	R\$ 29.527,51	R\$ 30.999,57	R\$ 34.580,74
Compensar a RL em outra propriedade (4)	R\$ 2.950,00	R\$ 31.734,59	R\$ 35.961,82	R\$ 37.307,98	R\$ 41.414,73
Relação 2:1		-26,02%	-25,32%	-25,13%	-24,63%
Relação 3:1		-23,99%	-22,45%	-21,49%	-21,01%
Relação 4:1		-5,70%	-5,55%	-5,51%	-5,40%
Pecuária extensiva (1)	R\$ 564,50	R\$ 6.211,96	R\$ 6.946,20	R\$ 7.180,01	R\$ 7.893,33
Recompor a RL na propriedade sem exploração (2)	R\$ 439,00 a R\$ 503,28**	R\$ 2.773,66	R\$ 3.342,32	R\$ 3.523,41	R\$ 4.075,86
Recompor a RL na propriedade com exploração (3)	R\$ 992,62 a R\$ 1.586,94**	R\$ 3.392,27	R\$ 4.372,34	R\$ 4.898,85	R\$ 5.595,44
Compensar a RL em outra propriedade (4)	R\$ 114,50	R\$ 4.294,46	R\$ 4.833,59	R\$ 5.005,28	R\$ 5.529,05
Relação 2:1		-55,35%	-51,88%	-50,93%	-48,36%
Relação 3:1		-45,39%	-37,05%	-31,77%	-29,11%
Relação 4:1		-30,87%	-30,41%	-30,29%	-29,95%

*Arrendamento de terra para compensação da reserva legal a R\$450,00/ha/ano; valores contratuais na região de Assis/SP; custos de manutenção da área arrendada (incêndio, cercas) de R\$ 300,00/ha/ano

* Taxa de desconto de 6% a.a. para cálculo do VPL

* Rentabilidade da soja e cana-de-açúcar nos Estados de São Paulo e Paraná (Fonte: Agrianual, 2015)

* Rentabilidade da pecuária extensiva nos Estados de São Paulo e Paraná (Fonte: Agrianual, 2016)

* Custo do plantio de soja em Londrina safra 2015/2016 de R\$ 1.500,00/ha (Fonte: CEPEA, disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br>)

* Custo da renovação do plantio de cana-de-açúcar de R\$ 7.000,00/ha em 2018 (Fonte: PECEGE; disponível em: <http://pecege.org.br>)

* Custo para manutenção de pastagem extensiva (roçada e adubação) de R\$ 500,00/ha (Fonte: BEEFPOINT, disponível em: <https://www.beefpoint.com.br/modulos-minimos-de-producao-custos-da-producao-de-gado-de-corte-em-pasto-71061/>)

* Hipoteticamente, os custos e rendimentos utilizados nos cálculos foram ponderados em relação à área ocupada na propriedade pela pecuária, soja ou cana-de-açúcar (80% da área) e a reserva legal (20% da área); considerando que a legislação estabelece 20% de reserva legal nas propriedades, embora esse valor possa mudar conforme a situação do imóvel.

** Rentabilidade média mínima e máxima considerando 24 e 49 anos de atividade, respectivamente

5.4. Discussão

Neste estudo buscamos avaliar a viabilidade da exploração sustentável de madeira a partir de plantios homogêneos de espécies nativas e discutir as potencialidades desse modelo de plantio para a recomposição da reserva legal, que se mostrou ecologicamente viável nos capítulos anteriores. Para tanto, comparamos o rendimento desses plantios com a aplicação em caderneta de poupança, que é um investimento de longo prazo, de baixo risco e é o mais utilizado pelos brasileiros, apesar de apresentar valores conservadores de rentabilidade (ANBIMA 2018). Esperávamos que a taxa interna de retorno (TIR) e o valor presente líquido (VPL) provenientes da venda de madeira nesses plantios fossem maiores ou iguais aos valores resultantes da poupança, mas não foi este o resultado encontrado. Os valores de TIR obtidos para todos os plantios, independentemente da espécie e idade do plantio, ficaram abaixo do rendimento da poupança (6% a.a) e todos os plantios apresentaram VPLs negativos. Este resultado indica que se o proprietário pudesse optar, seria mais vantajoso aplicar o dinheiro na poupança do que investir em um plantio de árvores em sua propriedade. Entretanto, a recomposição da reserva legal é uma obrigação do proprietário, de modo que esta opção não existe. Sob essa perspectiva, a exploração de algumas espécies compensou os custos do plantio e da manutenção, como foi observado para os plantios de ipê roxo, aroeira, angico-branco e canafístula, que tiveram rendimento superior aos R\$ 11.000,00 investidos nos três primeiros anos. Para as demais espécies (cabreúva, guarucaia e pau-marfim) o rendimento não pagou os custos do plantio e da manutenção, de modo que se mostraram inviáveis do ponto de vista financeiro.

No que se refere à tomada de decisão do proprietário em recompor ou compensar a reserva legal, observamos que há impacto significativo no VPL e no rendimento, independentemente da forma como o proprietário optar por fazer a regularização e da atividade produtiva realizada na propriedade. Entretanto, propriedades de pecuária são mais impactadas do que aquelas que praticam agricultura, devido à baixa rentabilidade por hectare da criação de gado. Em geral, a compensação da reserva legal por meio de arrendamento se mostrou mais vantajosa em relação à recomposição na propriedade. Entretanto, para áreas de pecuária constatou-se que, a partir de 49 anos, a venda de madeira passa a ser mais vantajosa do que a compensação. É importante ressaltar que contratos de arrendamento tem prazo mínimo de três anos estabelecido pelo Estatuto da Terra (Art. 95 da Lei 4.504 de 1964), e podem vigorar por tempo indeterminado. Desse modo, é recomendável que o proprietário leve em consideração os

prazos e rendimentos para a tomada de decisão sobre a melhor alternativa quando fizer a regularização ambiental da propriedade. A modalidade de compensação tem sido um tema de amplo debate em termos jurídicos e ecológicos, e alguns autores indicam que, dependendo do modo como for conduzida, os benefícios ambientais esperados por esse instrumento podem ser comprometidos (SILVA & RANIERI 2014). Embora a compensação tenha sido vantajosa no prazo avaliado, o rendimento por hectare aumenta quando a exploração da madeira é considerada no fluxo de caixa da propriedade e o impacto no VPL diminui em longo prazo, mesmo em uma simulação bastante conservadora como a adotada nesse estudo. Esse resultado evidencia o potencial da exploração sustentável de produtos madeireiros em áreas de reserva legal, que podem contribuir positivamente para o aumento da renda da propriedade, como apontado anteriormente por outros estudos (ANTONIAZZI et al. 2016; BENINI & ADEODATO 2017; FEBRABAN 2018), mesmo num cenário menos otimista, com baixa produtividade de madeira e sem o manejo adequado, como foi o caso dos plantios avaliados.

O fluxo de caixa dos plantios analisados foi conservador, possivelmente subestimando o potencial de venda de madeira nas áreas, pois só considerou a renda na idade final, no momento da amostragem, simulando uma exploração única, de modo que não houve renda alguma que poderia ter sido gerada ao longo dos anos por operações de desbaste, o que diminuiu os valores da TIR e do VPL. Ademais, nossos cálculos foram baseados somente em indivíduos da espécie plantada, que poderia ser o próprio indivíduo plantado ou um regenerante da mesma espécie, sem considerar outras espécies que se regeneraram naturalmente no sub-bosque e que poderiam ser exploradas para madeira ou lenha. Optamos por considerar somente a espécie plantada nas análises para ter uma resposta mais robusta em relação ao que é plantado e quanto é gerado de madeira. Desse modo, evitamos projeções superestimadas, haja vista que a previsibilidade da composição de espécies na regeneração de plantios de restauração é baixa (LAUGHLIN et al. 2017). Para melhorar o fluxo de caixa, a madeira proveniente de desbastes periódicos de indivíduos menores, e que apresentam problemas de desenvolvimento de fuste (bifurcação e tortuosidade), poderia ser vendida para energia (lenha) e, assim, contribuir para o aumento dos valores de TIR e VPL. Antoniazzi et al. (2016) conseguiram encontrar valores de TIR entre 6 a 12% e VPL positivo, para um cenário otimista de preços de venda e produtividade de madeira, ao considerar um fluxo de caixa com exploração aos 6, 15, 20, 35 e 40 anos em simulações de plantios mistos de restauração no Estado de São Paulo. No aplicativo Rural Legal e nos modelos avaliados pelo projeto VERENA (Valorização Econômica do Reflorestamento com Espécies Nativas, disponível em: [//www.projetooverena.org](http://www.projetooverena.org)), o fluxo de caixa de plantios

mistos de restauração é superior ao da poupança quando é considerada a exploração de produtos não-madeireiros e madeireiros conjuntamente. Diversos estudos recomendam plantações mistas de espécies nativas para diminuir o período de rotação da atividade madeireira, potencializando o rendimento dos plantios, além de contribuir para o aumento da diversidade local (BRANCALION et al. 2012; LAMB 1998; LINDENMAYER et al. 2015; PIOTTO 2008)

Nos plantios avaliados nesse estudo, a densidade de indivíduos em condições adequadas para venda da madeira foi baixa, mesmo considerando todas as classes de tamanho avaliadas. O máximo de árvores que poderiam ser retiradas a partir da classificação realizada correspondeu a 30% do número de indivíduos plantados inicialmente, que variou entre 625 a 4000 indivíduos por hectare. Se considerássemos todos os indivíduos presentes nos plantios com $DAP \geq 1$ cm (juvenis e adultos), essa porcentagem de indivíduos explorados diminuiria ainda mais, uma vez que a densidade média nos plantios foi de 3.455 indivíduos por hectare (Tabela 4 no capítulo 1). A baixa intensidade de exploração decorrente da retirada apenas dos indivíduos com porte adequado atende às especificidades da reserva legal, que não admite o corte raso e impõe que a exploração comercial de madeira não pode descaracterizar a fisionomia da vegetação. Ademais, a exploração florestal em plantios sem tratos silviculturais, como a simulada nesse estudo, convergiu com a recomendação da retirada de até 50% de área basal em plantios de eucalipto abandonados ou em áreas de restauração cujo plantio foi adensado, para potencializar a regeneração natural nessas áreas (DURIGAN & RAMOS 2013; DURIGAN et al. 2016; ONOFRE 2009). Nesse sentido, o manejo a partir do desbaste retirando as melhores árvores pode conciliar as funções designadas para áreas de reserva legal, que são a conservação da biodiversidade e a exploração florestal sustentável.

É importante ressaltar que os plantios avaliados neste estudo representam o mínimo que um proprietário poderia fazer para recompor sua reserva legal, desconsiderando a possibilidade de condução de regeneração natural, ou seja, plantar somente uma espécie, realizar a manutenção do plantio até o pegamento das mudas e cessar o manejo após o terceiro ano. Essa prática não é incomum no Estado de São Paulo, exceto pelo fato dos plantios serem feitos com mais de uma espécie, pois até 2014 havia uma legislação estadual que exigia que ao final do projeto de restauração a área tivesse no mínimo 80 espécies (Resolução SMA 08 de 2008). Essa prática conduzia muitos projetos ao fracasso e frustração por parte dos proprietários (DURIGAN et al. 2010). Essa resolução foi alterada em 2014 pela Resolução SMA 32, que possibilita outras estratégias de restauração, desde que o projeto atinja os valores de referência

previstos para atestar a recomposição (Anexo A). Outros estados têm seguido o mesmo exemplo de São Paulo, como o Mato Grosso e o Distrito Federal.

Cabe destacar que, embora envolva custos adicionais, a prática de tratos silviculturais periódicos (desrama, poda, desbaste) pode contribuir para o aumento no incremento médio anual dos indivíduos ao longo do seu desenvolvimento, melhorar a forma das árvores e, assim, aumentar a rentabilidade da exploração desses plantios (MONTAGNINI & PIOTTO 2011; PIOTTO 2008; SILVA 2013), garantindo a obtenção de madeira em curto, médio e longo prazo (ANTONIAZZI et al. 2016; PIOTTO 2008). Não se pode desconsiderar que outros fatores podem afetar o desenvolvimento das árvores entre locais, entre os quais se destaca a fertilidade do solo (SILVA 2013) e a pluviosidade média anual (CARVALHO 2003; ROLIM & PIOTTO 2018). Tais fatores devem ser considerados no planejamento dos plantios, pois o ritmo de crescimento e a sobrevivência das árvores plantadas exercem forte influência sobre o rendimento da produção de madeira. Embora os valores de volume de madeira em pé encontrados nos plantios estejam abaixo do esperado para a idade com base em valores médios (CARVALHO 2003), três espécies se destacaram: o ipê roxo (*Handroanthus heptaphyllus*), o angico-branco (*Anadenanthera colubrina* var. *colubrina*) e a aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), que apresentaram resultados promissores para produção de madeira em reserva legal, mesmo sem tratos silviculturais apropriados. Em contrapartida, a cabreúva (*Myroxylon peruiferum*) e a guarucaia (*Parapiptadenia rigida*) apresentaram resultados desapontadores em plantios não manejados.

5.5. Conclusões

A exploração florestal em plantios homogêneos de espécies nativas apresentou VPL negativo e TIR abaixo do rendimento da poupança. A compensação da reserva legal por meio de arrendamento foi mais vantajosa para o balanço financeiro de uma propriedade em relação à recomposição, mesmo considerando a venda de madeira. Constatamos que o rendimento de propriedades cuja atividade principal é a pecuária extensiva é mais impactado pela recomposição ou compensação da reserva legal, quando comparado com propriedades de cultivo de soja ou cana-de-açúcar.

Entre os plantios homogêneos avaliados, três espécies se destacaram positivamente: ipê-roxo (*Handroanthus heptaphyllus*), angico-branco (*Anadenanthera colubrina* var. *colubrina*) e aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), cuja rentabilidade conseguiu compensar os

custos do plantio e as operações de manutenção até o terceiro ano, mesmo sem manejo adequado. Em contrapartida, plantios de guarucaia (*Parapiptadenia rigida*) e cabreúva (*Myroxylon peruiferum*) renderam menos do que os custos do plantio e se mostraram inviáveis.

Os cálculos para venda de madeira neste estudo foram bastante conservadores e o modelo de plantio avaliado foi o mais simples possível, visando simular um cenário que é comumente encontrado em São Paulo e em outros estados, onde a manutenção dos plantios é realizada somente até o terceiro ano e depois a área é abandonada. A peculiaridade deste estudo é que nos plantios avaliados foi plantada uma única espécie, algo que não é usual em projetos de restauração, embora seja a prática tradicional em reflorestamentos comerciais. A incorporação de tratos silviculturais no manejo das áreas para conduzir as árvores plantadas, visando aumentar o incremento de volume e melhorar a qualidade da madeira, tem potencial para melhorar de maneira significativa o rendimento dos plantios. Do mesmo modo, consorciar o plantio com mais espécies que apresentam potencial madeireiro pode contribuir para aumentar a rentabilidade, pois permite a inclusão de renda no fluxo de caixa em intervalos menores, aumentando o VPL final, como tem sido proposto pelo aplicativo Rural Legal.

Por fim, é razoável afirmar que a exploração florestal sustentável em reserva legal é possível do ponto de vista técnico e econômico, pois pode agregar renda à propriedade, sem comprometer a conservação da biodiversidade, se realizada com espécies de bom desempenho.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo avaliamos a capacidade de plantios florestais homogêneos de espécies nativas em cumprir com as funções designadas para as áreas de Reserva Legal, em locais onde a vegetação original é florestal, atendendo à legislação vigente, de modo a contribuir para a conservação da biodiversidade, a manutenção de processos ecológicos, e permitir a exploração florestal sustentável.

A partir das análises realizadas identificamos que áreas plantadas com uma única espécie arbórea conseguem promover a conservação de biodiversidade e a manutenção de processos ecológicos. Plantios florestais homogêneos com espécies nativas, sem adoção de práticas de manejo, exceto a condução inicial das mudas nos primeiros anos pós-plantio, podem, em longo prazo, promover a restauração das comunidades vegetais características de florestas semidecíduais, tanto no aspecto estrutural, quanto na biodiversidade e funcionalidade. Os plantios homogêneos apresentaram valores semelhantes para os indicadores em comparação às florestas maduras, contrariando parte da hipótese colocada inicialmente.

A sucessão ecológica em plantios homogêneos de espécies nativas é pouco condicionada pelos atributos da espécie plantada ou por atributos abióticos. Conforme previsto, espécies de crescimento lento propiciam condições de sub-bosque distintas de áreas plantadas com espécies de crescimento moderado ou rápido, facilitando o estabelecimento de regenerantes ainda nos primeiros anos de plantio, favorecendo o recrutamento para as classes de maior tamanho, e possibilitando o estabelecimento de maior número de espécies colonizadoras. Por outro lado, não encontramos influência direta dos atributos do solo na regeneração. A composição florística das comunidades em regeneração independe da espécie plantada ou dos atributos funcionais avaliados, sendo semelhante entre talhões puros de diferentes espécies em um mesmo contexto de paisagem. Ou seja, a composição da comunidade será determinada pelo pool regional de espécies e não pela espécie plantada. Em longo prazo, é possível prever que a trajetória da regeneração em plantios homogêneos é pouco influenciada pelas características do dossel e síndrome de dispersão da espécie plantada, assim como pelas propriedades do solo. Contudo, em plantios homogêneos localizados próximos a fontes de propágulos, o sub-bosque tende a se regenerar mais rapidamente do que sob plantios em paisagens mais fragmentadas. Por outro lado, plantios mais velhos, ainda que localizados

em paisagens bastante fragmentadas e com histórico de desmatamento bastante antigo, tendem a se regenerar da mesma forma.

Neste estudo, plantios homogêneos de espécies nativas sem tratos silviculturais apresentaram rendimentos menores do que a poupança, independentemente da espécie e da idade do plantio, contrariando a hipótese inicial. Embora a compensação por meio de arrendamento tenha sido mais vantajosa em relação à recomposição dentro do prazo avaliado, o rendimento por hectare aumenta quando a venda da madeira é considerada no fluxo de caixa da propriedade e o impacto no valor presente líquido diminui em longo prazo, mesmo em uma simulação bastante conservadora como a adotada nesse estudo. Em geral, quando realizado em áreas de pecuária extensiva, a adequação da reserva legal tem impacto mais negativo na rentabilidade da propriedade do que em áreas de agricultura.

Plantios de ipê-roxo (*Handroanthus heptaphyllus*), angico-branco (*Anadenanthera colubrina* var. *colubrina*) e aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) apresentaram resultados promissores no que se refere ao potencial de comercialização de madeira em reserva legal, e seus rendimentos conseguiram compensar os custos da recomposição, mesmo sem o manejo adequado.

Finalmente, do ponto de vista de conservação de biodiversidade e manutenção dos processos ecológicos, a realização de plantios homogêneos de espécies nativas, como proposto no modelo de mosaico, pode ser uma alternativa para recomposição da reserva legal, especialmente se houver cuidados para realização dos tratos silviculturais e da colheita, aspectos que não foram testados nesse estudo. É possível afirmar que a exploração florestal sustentável em reserva legal pode agregar renda à propriedade e pagar os custos da recomposição num prazo de, no mínimo, 24 anos, dependendo da espécie selecionada.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R.C.R.; ASSIS, G.B.; FRISON, S.; AGUIRRE, A.; DURIGAN, G. 2011. Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian savanna? *Forest Ecology and Management* 262:1452-1459.
- AGRIANUAL 2015. Anuário da agricultura brasileira. São Paulo: FNP Consultoria e Comércio.
- AGRIANUAL 2016. Anuário da agricultura brasileira. São Paulo: FNP Consultoria e Comércio.
- AKAIKE, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19(6):716-723.
- ALMEIDA-NETO, M.; CAMPASSI, F.; GALETTI, M.; JORDANO, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. 2008. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic Forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. *Global Ecology and Biogeography* 17:503-513.
- ALVARES, C.A. et al. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6):711-728.
- AMAZONAS, N. et al. 2018. High diversity mixed plantations of Eucalyptus and native trees: An interface between production and restoration for the tropics. *Forest Ecology and Management* 417:247-256.
- ANBIMA - Associação Brasileira das Entidades dos Mercados Financeiro e de Capitais 2018. O raio X do investidor brasileiro. Disponível em: www.anbima.com.br, acesso em 25 de outubro de 2018.
- ANDRADE, E.N. 1941. An alien in Brazil. *American Forests* 47(7):323-326, 336, 351-352.
- ANTONIAZZI, L.; SARTORELLI, P.; COSTA, K.; BASSO, I. 2016. Restauração florestal em cadeias agropecuárias para adequação ao código florestal: análise econômica de oito estados brasileiros. *Agroicone: INPUT*, 86p.
- APG IV 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: *Botanical Journal of the Linnean Society* 181:1-20.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. 2015. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews. Cambridge Philosophical Society*. 92(1):326-340.

- AUDINO, L.D.; MURPHY, S.J.; ZAMBALDI, L.; LOUZADA, J.; COMITA, L.S. 2017. Drivers of community assembly in tropical forest restoration sites: role of local environment, landscape, and space. *Ecological Applications* 27(6):1731-1745.
- BALVANERA, P. et al. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146–56.
- BATES, D. et al. 2018. Package lme4. Version 1.1-18-1. Linear Mixed-Effects Models using 'Eigen' and S4.
- BENINI, R.M.; ADEODATO, S. 2017. Economia da restauração florestal. The Nature Conservancy, São Paulo, SP, 136p.
- BERLOW, E.L.; NAVARRETE, S.A. 1997. Spatial and temporal variation in rocky intertidal community organization: Lessons from repeating field experiments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 214:195-229.
- BERTACCHI, M.I.F.; BRANCALION, P.H.S.; BRONDANI, G.E.; MEDEIROS, J.C. RODRIGUES, R.R. 2012. Caracterização das condições de microssítio de áreas em restauração com diferentes idades. *Revista Árvore* 36:895–905.
- BORGO, M. et al. 2017. Pagamento por serviços ambientais como incentivo econômico. In: BENINI, R.M.; ADEODATO, S. (orgs.) 2017. Economia da restauração florestal, The Nature Conservancy, São Paulo, SP, p.52-63.
- BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. 2015. Restauração florestal. Oficina de Textos, São Paulo, 431p.
- BRANCALION, P.H.S.; VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; CÉSAR, R.C. 2012. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.* 7(3):219-234.
- BRANCALION, P.H.S.; VIDAL, E.; KLAUBERG, C. 2012. Reserva Legal pode ser boa oportunidade de negócios em propriedades rurais. *Visão Agrícola* 7:18-21.
- BRASIL 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n^{os} 6,938, de 31 de agosto de 1981, 9.393 de 19 de dezembro de 1996, e 11.428 de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n^{os} 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória n^o 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.
- BRASIL 2017. Ministério do Meio Ambiente. Planaveg: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa / Ministério do Meio Ambiente. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Ministério da Educação – Brasília, DF: MMA, 2017,73p.

- BROCKERHOFF, E.; JACTEL, H.; PARROTA, J.A.; QUINE, C.P.; SAYER, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity Conservation* 17:925–951.
- BROWN, S. 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: A Primer. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/w4095e/w4095e00.htm>, acesso em 10 de maio de 2018.
- BRUDVIG et al. 2017. Review: Toward prediction in the restoration of biodiversity. Interpreting variation to advance predictive restoration science. *Journal of Applied Ecology* 54:1018–1027.
- BUTLER, R.; MONTAGNINI, F.; ARROYO, P. 2008. Woody understory plant diversity in pure and mixed native tree plantations at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 255:2251–2263.
- CAIRNS, M.A.; BROWN, S.; HELMER, E.H.; BAUM-GARDNER, G.A. 1997. Root biomass allocation in the world's up-land forests. *Oecologia* 111:1–11.
- CÂMARA, I. G. 2005. Breve história da conservação da Mata Atlântica. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (eds.) *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica- Belo Horizonte: Conservação Internacional. p.31-42.
- CARDINALE B.J. al. 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443: 989–92.
- CARDINALE, B.J. et al. 2007. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *PNAS* 104(46):18123–18128.
- CARNEIRO, P. H. M.; RODRIGUES, R. R. 2007. Management of monospecific commercial reforestations for the forest restoration of native species with high diversity. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds) *High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil*. New York: Nova Science Publishers. p.129-144.
- CARNEVALE, N.J.; MONTAGININI, F. 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.
- CARNUS, J.M. et al. 2006. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry* 104:65-77.
- CARVALHO, P.E. R. 2003. *Espécies arbóreas brasileiras*. Embrapa informação tecnológica, Brasília, v.1, 1039p.

- CARVALHO, P.E. R. 2006. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, v.2, 627p.
- CARVALHO, P.E. R. 2008. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, v.3, 593p.
- CARVALHO, P.E. R. 2010. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, v.4, 644p.
- CARVALHO, P.E. R. 2014. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, v.5, 634p.
- CASTRO, D. S. 2013. A instituição da Reserva Legal no Código Florestal Brasileiro: fundamentos histórico-conceituais. *Revista do Departamento de Geografia – USP* 26: 132-154.
- CESAR, R.G. et al. 2016. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. *Biological Conservation* 201:309–313.
- CHAVE J. et al. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145:87–99.
- CHAZDON, R. L. 2014. Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. The University of Chicago Press: Chicago. 449p.
- CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M.R. 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48(6):716-730.
- CHAZDON, R. L.; URIARTE, M. 2016. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica* 48 (6):709-715.
- CIANCIARUSO, M.; SILVA, A.S.; BATALHA, M.A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3):93-103.
- CONNEL, J.H.; SLATYER, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* 111(982):1119-1144.
- COSTA, J.N.M.N. 2008. Efeito de diferentes modelos de plantios de restauração e dos grupos funcionais das espécies plantadas na estrutura da comunidade e suas contribuições na riqueza e diversidade da paisagem agrícola. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos.
- COWLES, H.C. 1899. The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. The University of Chigaco Press: Chicago. 119p.

- CLEMENTS, F.E. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Institution of Washington.
- CROUZEILLES, M. S. et al. 2016. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications* 7:11666.
- CROUZEILLES, M. S. et al. 2017. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances* 3(11): e1701345.
- CROUZEILLES, R.; CURRAN, M. 2016. Which landscape size best predict the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. *Journal of Applied Ecology* 53:440–448.
- CUSACK, D.; MONTAGNINI, F. 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.
- DEAN, W. 1996. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Cia das Letras, 484p.
- DEFRIES, R. S.; RUDEL, T.; URIARTE, M.; HANSEN, M. 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geosciences* 3:178-181.
- DIAZ, S.; CABIDO, M.; CASANOVES, F. 1998. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science*. 9(1):113-122.
- DINIZ, F. V.; MONTEIRO, R. 2008. Composição e estrutura da comunidade vegetal em regeneração sob plantios de *Pinus* sp. (Pinaceae) em Rio Claro, SP. *Revista Instituto Florestal* 20 (2):117-138.
- DRAY, S. et al. 2018. Package ade4. Version 1.7-13. Analysis of Ecological Data: Exploratory and Euclidean Methods in Environmental Sciences.
- DRAKE, J.A. 1991. Community-Assembly Mechanics and the Structure of an Experimental Species Ensemble. *The American Naturalist* 137(1):1-26.
- DUAN, W. et al. 2010. Community comparison and determinant analysis of understory vegetation in six plantations in South China. *Restoration Ecology* 18:206-214.
- DUFFY, J.E. 2009. Why biodiversity is important to the functioning of real world ecosystems. *Frontiers in the Ecology and the Environment* 7:437-444.
- DURIGAN et al. 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore* 34(3):471-485.

- DURIGAN, G.; MELO, A.C.G. 2011. An overview of public policies and research on ecological restoration in the state of São Paulo, Brazil. In: FIGUEIROA, E. (Org.). Biodiversity Conservation in the Americas: Lessons and Policy Recommendations. Editorial FEN-Universidad de Chile: Santiago, 1ªed., v.1, p.325-355.
- DURIGAN, G.; RAMOS, V.S. 2013. Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas. Páginas & Letras: São Paulo, 49p.
- DURIGAN G.; SIQUEIRA, M.F.; FRANCO, G.A.D.C.; CONTIERI, W.A. 2004. A flora arbustivo-arbórea do Médio-Paranapanema: bases para a restauração dos ecossistemas naturais. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (orgs.). Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão. Páginas & Letras: São Paulo, p.199-239.
- DURIGAN, G.; SUGANUMA, M.S.; MELO, A.C.G. 2016. Valores esperados para atributos de florestas ripárias em restauração em diferentes idades. *Scientia Forestalis* 44(110): 463-474.
- ELLIOTT, S. 2016. The potential for automating assisted natural regeneration of tropical forest ecosystems. *Biotropica* 48 (6):825-833.
- ENQUIST, B.J.; CONDIT, R.; PEET, R.K.; SCHILDHAUER, M.; THIERS, B.M. 2016. Cyberinfrastructure for an integrated botanical information network to investigate the ecological impacts of global climate change on plant biodiversity. *Peer J Preprints* 4:e2615v2.
- ELMARSDOTTIR, A.; ARADOTTIR, A.L.; TRLICA, M.J. 2003. Microsite availability and establishment of native species on degraded and reclaimed sites. *Journal of Applied Ecology* 40:815–823.
- FAO- Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2016. State of the world's forests. Rome, 107p.
- FEBRABAN 2018. Financiamento da recomposição florestal da reserva legal com exploração econômica. Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getúlio Vargas (FGVces/FGV-EAESP). 86p.
- FUNK, J.L.; CLELAND, E.E.; SUDING, K.N.; ZAVALITA, E.S. 2008. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology and Evolution* 23(12):695-703.
- GALETTI et al. 2013. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size *Science* 340(6136):1086-1090.

- GANDOLFI, S. 2003. Regimes de luz em florestas estacionais semidecíduais e suas possíveis consequências. In: SALES, V.C. (org). *Ecosistemas brasileiros: manejo e conservação*. Expressão Gráfica e Editora: Fortaleza, p.305-311.
- GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R. 2007. Permeability-Impermeability: canopy trees as biodiversity filters. *Science Agricola* 64(4): 433-438.
- GARCIA, L.C. et al. 2015. Flower functional trait responses to restoration time. *Applied Vegetation Science* 18:402–412.
- GARNIER, E. et al. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85(9):2630–2637.
- GLEASON, H.A. 1927. Further views on the succession concept. *Ecology* 8:299- 326.
- GÖTZENBERGER, L. et al. 2012. Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. *Biological reviews* 87(1):111-127.
- GRMAN, E.; SUDING, K.N. 2010. Within-year soil legacies contribute to strong priority effects of exotics on native California grassland communities. *Restoration Ecology* 18:664-670.
- GUEDES, F. M.; SEEHUSEN, S. E. (orgs) 2011. *Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*, MMA: Brasília, 272p.
- GUIDOTI et al. 2017. Números detalhados do novo código florestal e suas implicações para os PRAS: principais resultados e considerações. *IMAFLOA. Sustentabilidade em debate*:5.
- GUISAN, A.; EDWARDS, T.C.; HASTIE, T. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157:89-100.
- HIGGS, E. et al. 2014. The changing role of history in restoration ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12(9): 499-506.
- HOBBS, R.J.; NORTON, D.A. 2004. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V.M. et al. (eds). *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. New York: Island Press. p.72-95.
- HOBBS, R.J. et al. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15:1-7.
- HOLL, K.D. et al. 2017. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. *Journal of Applied Ecology* 54:1091–1099.

- HUBBELL, S.P. 2001 The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- HULVEY, K.B.; AIGNER, P.A. 2014. Using filter-based community assembly models to improve restoration outcomes. *Journal of Applied Ecology* 51(4):997-1005.
- IBA - Indústria Brasileira de Árvores 2017. Relatório. Brasília – DF. 78p.
- IFTEKHAR, M.S.; TISDELL, J.G.; GILFEDDER, L. 2014. Private lands for biodiversity conservation: review of conservation covenanting programs in Tasmania. Australia. *Biological Conservation* 169:176–184.
- IMPERATRIZ-FONSECA, V.L.; NUNES-SILVA, P. 2010. Bees, ecosystem services and the Brazilian Forest Code. *Biota Neotropica* 10(4):59-62.
- IPEF – INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS. 2000. Pró Carvão: Diagnóstico sobre a cadeia produtiva de carvão vegetal e lenha do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.ipef.br/tecprodutos/procarvao/procarvao.pdf>, acesso em 4 de novembro de 2018.
- IPEF- INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS 2012a. Modelos de florestas nativas ou mistas: indicadores de funções ecológicas em florestas plantadas. In: Florestas nativas com finalidade econômica. Produtos técnicos, v.1, n°1. Disponível em: http://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/476/Documentos/estudos/Produto_tecnico_v1_n1_modelos_indicadores.pdf. Acesso em 10 de outubro de 2018.
- IPEF- INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS 2012b. Workshop sobre florestas nativas: Propostas para subsidiar um plano de implantação de florestas nativas com viabilidade econômica e ecológica. 44p. Disponível em: https://www.ipef.br/pcsn/documentos/relatorio_sintese_workshop-preliminar.pdf. Acesso em 15 de março de 2019.
- JENNINGS, S.B.; BROWN, N.D.; SHEIL, D. 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 72:59–74.
- JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69:373-386.
- KEDDY, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3(2):157-164.
- KELT, D.A.; TAPER, M.L.; MESERVE, P.L. 1995. Assessing the impact of competition on community assembly: a case study using small mammals. *Ecology* 76(4):1283-1296.

- KLIVER, S.M. 2010. Plano de Manejo da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena (ARIE-SH), Refúgio Biológico Santa Helena. Santa Helena, Paraná.
- LALIBERTE, E.; SHIPLEY, B. 2011. Package FD. Version 1.0-11. Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology.
- LAMB, D. 1998. Large-scale ecological restoration of degraded tropical lands: the potential role of timber plantations. *Restoration Ecology* 6(3):271-279.
- LAPPONI, J.L. 1996. Avaliação de projetos e investimentos: modelos em Excel. São Paulo: Lapponi Treinamento e Editora. 264p.
- LATAWIEC, A.E. et al. 2016. Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. *Biotropica* 48(6):844–855.
- LAUGHLIN, D.C. et al. 2017. The hierarchy of predictability in ecological restoration: are vegetation structure and functional diversity more predictable than community composition? *Journal of Applied Ecology* 54:1058–1069.
- LAURANCE, W. F. et al. 2006. Rainforest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* 87(2):469-482.
- LAVOREL, S.; GARNIER, E. 2002. Predicting the effects of environmental changes on plant community composition and ecosystem functioning: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16:545–556.
- LETCHER, S.G.; CHAZDON, R.L. 2009. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. *Biotropica* 41(5):608–617.
- LIEBSCH D.; MARQUES M.C.C.; GOLDENBERG R. 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.
- LINDENMAYER, D.; MESSIER C.; PAQUETE, A.; HOBBS, R.J. 2015. Managing tree plantations as novel socioecological systems: Australian and North American perspectives. *Canadian Journal of Forest Research* 45(10):1427-1433.
- LOGAN, S.; WEKERLE, G. 2008. Neoliberalizing environmental governance? Land trusts, private conservation and nature on the Oak Ridges Moraine. *Geoforum* 39:2097-2108.
- MCCOOK, L.J. 1994. Understanding ecological community succession: Causal models and theories, a review. *Vegetatio* 110(1):115-147.

- MCINTOSH, R.P. 1981 Succession and Ecological Theory. In: WEST D.C., SHUGART H.H., BOTKIN D.B. (eds) *Forest Succession*. Springer Advanced Texts in Life Sciences. Springer, New York, NY. p.10-23.
- MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurements*. Princeton: Princeton University Press, 179p.
- MAGURRAN, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltda: United Kingdom, 215p.
- MARACAHIPES, L. et al. 2018. How to live in contrasting habitats? Acquisitive and conservative strategies emerge at inter- and intraspecific levels in savanna and forest woody plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 34:17–25.
- MARQUES E.M.; RANIERI V.E.L. 2012. Determinantes da decisão de manter áreas protegidas em terras privadas: o caso das reservas legais do estado de São Paulo. *Ambiente & Sociedade* 15:131–145.
- MARTINS T.P.; RANIERI, V.E.L. 2014. Sistemas agroflorestais como alternativa para as reservas legais. *Ambiente & Sociedade* 3:79-96.
- MARTINS, R.; ANTONINI, Y. 2016. Can pollination syndromes indicate ecológica restoration success in tropical forests? *Restoration Ecology* 4(3):373-380.
- MASSAD, T.J. et al. 2011. Restoration of pasture to forest in Brazil's Mata Atlântica: the roles of herbivory, seedling defenses, and plot design in reforestation. *Restoration Ecology* 19(201):257–267.
- McDONALD, T.; JONSON, J.; DIXON, K.W. 2016. National standards for the practice of ecological restoration in Australia. *Restoration Ecology* 24(S1): S4–S32.
- MELI, P. et al. 2018. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. *Restoration Ecology* 26(2):212–219.
- MENDES, A. G. 2009. Quantificação do montante de CO₂ armazenado na vegetação que compõe a faixa de proteção do reservatório da usina hidrelétrica de Itaipu – margem brasileira. Dissertação (especialista). Universidade Positivo, Curitiba, 92p.
- MIRANDA, D.L.C; MELO, A.C.G.; SANQUETTA, C.R. 2011. Equações alométricas para estimativa de biomassa e carbono em árvores de reflorestamentos de restauração. *Revista Árvore (edição especial)* 35(3):679-689.
- MODNA, D; DURIGAN, G.; VITAL, M.V.C. 2010. *Pinus elliottii* Engelm como facilitadora da regeneração natural da mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. *Scientia Forestalis* 38(85):73-83.

- MONTAGNINI, F.; PIOTTO, D. 2011. Mixed plantations of native trees on abandoned pastures: restoring productivity, ecosystem properties, and services on a humid tropical site. In: GUNTER, M.; WEBER, B.; STIMM, R.; MOSANDL (eds). *Silviculture in the Tropics*. Springer, Berlin – New York. p.501-511.
- MORSE, N. B., P. A. et al. 2014. Novel ecosystems in the Anthropocene: a revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecology and Society* 19(2):12.
- MÜLLER-DOMBOIS D.; ELLENBERG, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: Willey and Sons, 547p.
- NBL- Engenharia Ambiental Ltda; The Nature Conservancy (TNC) 2013. *Manual de Restauração Florestal: Um Instrumento de Apoio à Adequação Ambiental de Propriedades Rurais do Pará*. The Nature Conservancy. Belém: PA. 128p.
- NELDER, J.A.; WEDDERBURN, R.W.M. 1972. Generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society* 135(3):370-384.
- NIX, S. 2012. Multiple use. Disponível em: http://forestry.about.com/cs/glossary/g/multi_use.htm, acesso em 10 de outubro de 2018.
- NOGUEIRA, A.; COSTA, F.R.C; CASTILHO, C.V. 2011. Liana abundance patterns: the role of ecological filters during development. *Biotropica* 43(4):442–449.
- NORTON, D.A. 2009. Species invasions and the limits to restoration: learning from the New Zealand Experience. *Science* 325:569-570.
- NOUVELLON, Y, et al. 2000. Par extinction in shortgrass ecosystems: effects of clumping, sky conditions and soil albedo. *Agricultural and Forest Meteorology* 105:21-41.
- ONOFRE, F.F. 2009. *Restauração da Mata Atlântica em antigas unidades de produção florestal com Eucalyptus saligna Smith. no Parque das Neblinas, Bertioga, SP*. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba. 120p.
- OSTERTAG, R.; GIARDINA, C.P.; CORDELL, S. 2008. Understory colonization of eucalyptus plantations in Hawaii in relation to light and nutrient levels. *Restoration Ecology* 16(3):475–485.
- OKSANEN, J.F. et al. 2016. *Vegan: Community Ecology Package*.
- OWLEY, J.A & RISSMAN, A.R. 2016. Trends in private land conservation: Increasing complexity, shifting conservation purposes and allowable private land uses. *Land Use Policy* 51:76–84.

- PALIK, B.J., MITCHELL, R.J., HOUSEAL, G., AND PEDERSON, N. 1997. Effects of canopy structure on resource availability and seedling responses in a longleaf pine ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research* 27:1458–1464.
- PARROTA, J.A. 1992. The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 41:115-133.
- PARROTA, J.A. 1993. Secondary forest regeneration on degraded tropical lands: the role of plantations as ‘foster ecosystems’. In: HELMUT, L.; MARTINA, L. (eds.) *Restoration of Tropical Forest Ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands. p.63-73.
- PARROTTA, J.A.; TURNBULL, J.W.; JONES, N. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99:1-7.
- PAVOINE, S.; VALLET, J.; DUFOUR, A.B; GACHET, S.; DANIEL, H. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity *Oikos* 118:391-402.
- PERLIN, J. 1992. A história das florestas: a importância da madeira na história da civilização. Rio de Janeiro: Imago, 1992. 490p.
- PEREIRA, D.; SANTOS, D.; VEODVETO, M.; GUIMARÃES, J.; VERÍSSIMO, A. 2010. *Fatos Florestais da Amazônia 2010*. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia. Belém. 122p.
- PETRAITIS, P.S.; HOFFMAN, C. 2010. Multiple stable states and relationship between thresholds in processes and states. *Marine Ecology Progress Series* 413:189-200.
- PIOTTO, D. 2008. A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. *Forest Ecology and Management* 255:781–786.
- PIOTTO, D.; ROLIM, S.G; MONTAGNINI, F; CALMON, M. 2018. Sistemas silviculturais com espécies nativas na Mata Atlântica: panorama, oportunidades e desafios. In: ROLIM, S.G. & PIOTTO, D. (eds) *Silvicultura e tecnologia de espécies da Mata Atlântica*. Editora Rona, Belo Horizonte, p.9-20.
- PISTORI, M. 1998. Avaliação ambiental do Refúgio Biológico Santa Helena. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal de Santa Catarina. 32p.
- POWERS, S.; HAGGAR, J. P.; FISHER, R. F. 1997. The effect of over story composition on understory woody regeneration and species richness in seven year old plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 99:43-54.

- PRIMACK, B. R.; RODRIGUES, E. 2001. *Biologia da Conservação*. Editora Midiograf, 3ª ed., 100p.
- R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rao, C.R. 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical. Population Biology* 21:24-43.
- REID, J.L.; FAGAN, M.E.; ZAHAWI, R.A. 2018. Positive site selection bias in meta-analyses comparing natural regeneration to active forest restoration. *Science Advances* 4(5):eaas9143.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142(6):1141-1153.
- ROCHA, G.P.E.; VIEIRA, DL.M.; SIMON, M.F. 2016. Fast natural regeneration in abandoned pastures in southern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 370:93–101.
- RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H. S.; ISERNHAGEN, I. (orgs.) 2009. *Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 264p.
- RODRIGUES, E.R; CULLEN JR, L.; BELTRAME, T.P.; MOSCOGLIATO; A.V.; SILVA, I.C. 2007. Avaliação econômica de sistemas agroflorestais implantados para recuperação de reserva legal no Pontal do Paranapanema, São Paulo. *Revista Árvore* 31(5):941-948.
- RODRIGUES, E.R; CULLEN JR, L.; MOSCOGLIATO; A.V.; BELTRAME, T.P. 2008. O uso do sistema agroflorestal taungya na restauração de reservas legais: indicadores econômicos. *Floresta* 38(3):517-525.
- ROLIM, S.G.; MACHADO, R.F.; PILLAR, V. 2017. Divergence in a Neotropical forest during 33 years of succession following clear-cutting. *Journal of Vegetation Science* 28:495–503.
- ROLIM, S.G.; PIOTTO, D. (eds) 2018. *Silvicultura e tecnologia de espécies da Mata Atlântica*. Editora Rona, Belo Horizonte. 160p.
- RONQUIM, C.C. 2010. *Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 26p.
- ROSSI, M. 2017. *Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado*. São Paulo: Instituto Florestal, v.1, 118p.

- RUDEL, T.K.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; LAURANCE, W.F. 2009. Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. *Conservation Biology* 23(6): 1396-1405.
- RUIZ-JAEN, M.C.; AIDE, T.M. 2005. Restoration Success: how is it being measured? *Restoration Ecology* 13(3):569–577.
- SANSEVERO, J.B.B.; PRIETO, P.V.; DEMORAES, L.F.D.; RODRIGUES, P.J.P. 2011. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology* 19:379–389.
- SANT'ANNA, C.L.B.; RIBEIRO, D.R.; GARCIA, L.C.; FREITAS, A.V.L. 2014. Fruit-feeding butterfly communities are influenced by restoration age in tropical forests. *Restoration Ecology* 22(4):480 – 485.
- SCHAITZA et al. 2008. Implantação e manejo de florestas em pequenas propriedades no Estado do Paraná: um modelo para a conservação ambiental, com inclusão social e viabilidade econômica. Documentos. Embrapa Florestas: Colombo. 49p.
- SCHNITZER, S.A.; DALLING, J.W.; CARSON, W.P. 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology* 88:655-666.
- SCOLFORO, J. R. S. 1997. Biometria florestal 2: técnica de regressão aplicada para estimar: volume, biomassa, relação hipsométrica e múltiplos produtos de madeira. Lavras: UFLA/FAEPE. 292 p.
- SENTELHAS, P.C.; MARIN, F.R.; FERREIRA, A.S.; SÁ, E.J.S. 2003. Banco de dados climáticos do Brasil. Disponível em: <http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br>, acesso em 25 de julho de 2018.
- SER-SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION 2004. The SER Primer on Ecological Restoration. Science & Policy Working Group, Version 2. Disponível em: https://c.ymcdn.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser_primer.pdf, acesso em 25 de julho de 2018.
- SEYMOUR, R.S.; HUNTER JR, M.L. 1999. Principles of Ecological Forestry. In: HUNTER JR, M. L. (orgs). *Managing Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press, p.22-61.
- SiBCS – SISTEMA BRASILEIRO DE CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS. 2006. Mapa de Solos do Estado do Paraná. Disponível em: <http://mapoteca.cnps.embrapa.br/>, acesso em 22 de fevereiro de 2018.

- SILVA, C.C. 2013. Potencial de espécies nativas para a produção de madeira serrada em plantios de restauração florestal. Dissertação de mestrado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba, 87p.
- SILVA JÚNIOR, M. C.; SCARANO, F. R.; CARDEL, F. S. 1995. Regeneration of an Atlantic Forest in the understory of an *Eucalyptus grandis* stand in southern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 11:148-152.
- SILVA MATOS, D.; PIVELLO, V.R. 2009. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres - alguns casos brasileiros. *Ciência e Cultura* 61(1):27-30.
- SILVA, J.S.; RANIERI, V. 2014. O mecanismo de compensação de reserva legal e suas implicações econômicas e ambientais. *Ambiente & Sociedade* 17(1):115-132.
- SMITH, P. et al. 2010. Competition for land. *Philosophical Transactions of the Royal Society B - Biological Sciences* 365(1554):2941-2957.
- SOBRAL, L.; VERISSIMO, A.; LIMA, E.; AZEVEDO, T.; SMERALDI, R. 2002. Acertando o alvo 2: consumo de madeira amazônica e certificação florestal no Estado de São Paulo. Belém: IMAZON, IMAFLORA, 72p. Disponível em: <http://imazon.org.br/acertando-o-alvo-2-consumo-de-madeira-amazonica-e-certificacao-florestal-no-estado-de-sao-paulo>, acesso em 12 de setembro de 2015.
- SOUZA, F.M. 2007. Associação entre as espécies arbóreas do dossel e do subosque em uma floresta estacional semidecidual. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- SOUZA, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:353-91
- SPAROVEK, G.; BARRETTO, A.; KLUG, I.; BERNDDES, G. 2011. Considerações sobre o Código Florestal brasileiro. Disponível em: http://www.imaflora.org/upload/repositorio/gerdspavorek_CF_junho.pdf, acesso em 20 de maio de 2018.
- STRASSBURG, B.B.N. et al. 2016. The role of natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 48 (6):890-899.
- SUDING, K.N.; GROSS, K.L.; HOUSEMAN, G.R. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology *Trends in Ecology and Evolution* 19(1):46-53.

- SUDING, K.N.; HOBBS, R.J. 2009a. Models of ecosystem dynamics as frameworks for restoration ecology. In: HOBBS R.J.; SUDING, K.N. (eds) *New models for ecosystem dynamics and restoration*. Island Press, Washington, D.C. p.3-21.
- SUDING, K.N.; HOBBS, R.J. 2009b. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in Ecology and Evolution* 24(5): 271-279.
- SUGANUMA, M.S. 2013. *Trajetórias sucessionais e fatores condicionantes na restauração de matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual*. Tese de doutorado. USP. Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 161p.
- SUGANUMA, M.S.; DURIGAN, G. 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology* 23(03):238-251.
- SUGANUMA, M.S.; TOREZAN, J.M.; DURIGAN, G. 2018. Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic forest. *Applied Vegetation Science*. 21(1):76:84.
- SUTHERLAND, J.P. 1974. Multiple Stable Points in Natural Communities. *The American Naturalist*. 108(964):859-873.
- TABARELLI, M.; PERES, C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106:165–176.
- TABARELLI, M.; VILLANI, J. P.; MANTOVANI, W. 1993. A recuperação da floresta atlântica sob plantios de Eucalyptus no núcleo Santa Virgínia, SP. *Revista do Instituto Florestal* 5(2):187-201.
- TEMPERTON, V.M.; HOBBS, R.J. 2004. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. In: TEMPERTON, V.M.; HOBBS, R.J.; BUTTLE, T; HALLE, S. (eds.) *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap between Theory and Practice*, Island Press, Washington.p.34-54.
- TWEDT, D. 2006. Small clusters of fast-growing trees enhance forest structure on restored bottomland sites. *Restoration Ecology* 14(2):316–320.
- TIAN, X; SOHNGEN, B.; KIM, J.B.; OHREL, S; COLE, J. 2016. Global climate change impacts on forests and markets. *Environmental Research Letters* 11:035011.
- TILMAN, D. 1985. The resource-ratio hypothesis of plant succession, *The American Naturalist* 125(6):827-852.
- UHL, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* 75:377-407.

- VALAITES, P. 2011. Inventário florestal no corredor de biodiversidade Santa Maria, em Santa Terezinha de Itaipu – PR. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Dinâmica das Cataratas (UDC). Foz do Iguaçu, 81p.
- VALLE, R.S.T. 2013. Aspectos da legislação voltados para adequação ambiental de imóveis rurais. In: GUERIN, N.; ISERNHAGEN, I. 2013. Plantar, Criar e Conservar: unindo produtividade e meio ambiente. Instituto Socioambiental e Embrapa, São Paulo, p.11- 24.
- VIANI, R.A.G.; DURIGAN, G.; MELO, A.C.G. 2010. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? *Ciência Florestal* 20(3):533-552.
- VIANI, R.A.G. et al. 2015. Animal-dispersed pioneer trees enhance the early regeneration in Atlantic Forest restoration plantations. *Natureza & Conservação* 13:41–46.
- WATSON, D.J. 1947. Comparative physiological studies in the growth of field crops. I: Variation in net assimilation rate and leaf area between species and varieties, and within and between years. *Annals of Botany* 11:41-76.
- WAINWRIGHT, C.E. et al. 2018. Links between community ecology theory and ecological restoration are on the rise. *Journal of Applied Ecology* 55(2):570-581.
- WEIGAND Jr., R.; SILVA, D. C.; SILVA, D. O. 2011. Metas de Aichi: situação atual no Brasil. Brasília, DF: UICN, WWF-Brasil, IPÊ.
- WESTOBY, M.; FALSTER, D.S.; MOLES, A.; VESK, P.A.; WRIGHT, I.J. 2002. Plant Ecological Strategies: some leading dimensions of variation between species *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:125–59.
- WILBUR, H.M.; ALFORD, R.A. 1985. Priority effects in experimental pond communities: competition between *Bufo* and *Rana*. *Ecology* 66(4):1097-1105.
- WORTLEY, L.; HERO, J.M; HOWES, M. 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology* 21(5):537–543.
- WRIGHT, J. et al. 2009. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? In: NAEEM, S.; BUNKER, D.R; HECTOR, A.; LOREAU, M.; PERRING, C. (eds) *Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing*. Oxford University Press. p.167-177.
- YAMAMOTO, L.F.; KINOSHITA, L.S.; MARTINS, F.M. 2007. Síndromes de polinização e dispersão em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual Montana, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21(3):553-573.

- YOUNG, T.P.; CHASE, J.M.; HUDDLESTON, R.T. 2001. Community succession and assembly: comparing, contrasting and combining paradigms in the context of ecological restoration. *Ecological Restoration* 19(1):5-18.
- ZANNE, A.E. et al. 2009. Global wood density database. Dryad. Identifier: <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>.
- ZAKIA, M.J.; PINTO, L.F.G. 2013. Guia para aplicação da nova lei florestal em propriedades rurais. Imaflora: Piracicaba, 32p. Disponível em: http://www.imaflora.org/downloads/biblioteca/52d7c3a819c3e_Guia_Aplicao_Nova_Lei_Florestal.pdf, acesso em 28 de março de 2014.
- ZIRBEL, C.R.; BASSETT, T.; GRMAN, E.; BRUDVIG, L.A. 2017. Plant functional traits and environmental conditions shape community assembly and ecosystem functioning during restoration. *Journal of Applied Ecology* 54(4):1070-1079.
- ZOBEL, M. 1997. The relative of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology and Evolution* 12(7):266-269.

APÊNDICES

APÊNDICE A. Lista das espécies registradas no presente estudo nos plantios homogêneos, plantios mistos e florestas de referência. Dados dos plantios homogêneos e de nove florestas de referência são provenientes de Suganuma (2013) e Suganuma & Durigan (2015). Síndrome de dispersão: Auto: autocoria; Zoo: zoocoria; Ane: anemocoria. Síndrome de polinização: ane -anemofilia, can - cantarofilia, fal - falenofilia, mel - melitofilia, mii - miofilia, nesp - não especializadas, orn - ornitofilia, psi - psicofilia, qui – quiropterofilia. Origem: n: nativa; ex: exótica. Estrato: arb: arbustivo; cl: clareira; d: dossel; e: emergente; sb: sub-bosque. Ritmo de crescimento: rap: rápido; int: intermediário; l: lento.

Família	Nome Científico	Nome popular	Dispersão	Polinização	Origem	Estrato	Ritmo de crescimento
Acanthaceae	<i>Ruellia brevifolia</i> (Pohl) C.Ezcurra	pingo-de-sangue	ane	mel	n	d	l
Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	cajueiro	zoo	mel	ex	cl	r
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	gonçalo-alves	ane	mel	n	d	int
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	guarita	ane	mel	n	d	int
Anacardiaceae	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	aroeira-branca	ane; auto	mel	n	sb; d	r
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	mangueira	zoo	mel	n	sb	int
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	aroeira-verdadeira	zoo	mel	n	sb	l
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	aroeira-pimenteira	ane; auto	mel	n	d	r
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	caja-da-mata	zoo	mel	n	d	int
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	peito-de-pombo	ane	mel	n	d	int
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	araticum-cagão	zoo	can	n	sb	int
Annonaceae	<i>Annona dioica</i> A. St.-Hil.	marolo	zoo	can	n	cl; d	l
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	araticum-mirim	zoo	can	n	sb	int
Annonaceae	<i>Annona montana</i> Macfad.	araticum	zoo	can	n	sb	int
Annonaceae	<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer		zoo	can	n	sb	l
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	araticum	zoo	can	n	sb	int
Annonaceae	<i>Duguetia furfuracea</i> (A. St.-Hil.) Saff.	marolinho	zoo	can	n	sb	l
Annonaceae	<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	pindaíba	zoo	can	n	sb	l
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	pimenta-de-macaco	zoo	mel	n	sb	int
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	peroba	ane	fal	n	d	l
Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	peroba-poca	ane	mel; fal	n	d	l
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	peroba rosa	ane	fal	n	e	l
Apocynaceae	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.	guatambu	ane	fal	n	d	l

Familia	Nome Científico	Nome popular	Dispersão	Polinização	Origem	Estrato	Ritmo de crescimento
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	leiteiro	zoo	mel	n	sb	int
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	erva-mate	zoo	fal; orn; mel	n	d	r
Araliaceae	<i>Aralia warmingiana</i> (Marchal) J.Wen	carobão	zoo	mel	n	s	int
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	pau-de-tamanco	zoo	mii	n	sb	int
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	mandiocão	zoo	mel	ex	sb	int
Araliaceae	<i>Schefflera arboricola</i> (Hayata) Merr.	cheflera	zoo	mel	n	sb	r
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bert.) O. Ktze	pinheiro-do-paraná	zoo	ane	n	em	int
Arecaceae	<i>Attalea speciosa</i> Mart. ex Spreng.	babaçu	zoo	mel	ex	d	int
Arecaceae	<i>Caryota urens</i> L.	palmeira-rabo-de-peixe	zoo	mel	ex	sb	int
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	palmito-jussara	zoo	psi	n	sb	int
Arecaceae	<i>Mauritia flexuosa</i> L. f.	buriti	zoo	nesp	n	sb	l
Arecaceae	<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	guariroba	zoo	mel; can	n	sb	l
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	jerivá	zoo	mel	ex	d	l
Asparagaceae	<i>Cordylina spectabilis</i> Kunth & Bouché	cordiline	zoo	mel	n	sb	r
Asteraceae	<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	cambará	ane; auto	mel	n	sb; d	r
Asteraceae	<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch.Bip.) Baker	vassourão	ane	mel	n	sb	r
Bignoniaceae	<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	ipê-amarelo	ane	mel	n	d	l
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex A. DC.) Mattos	ipê-amarelo-miúdo	ane	mel	n	d	int
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	ipê-roxo	ane	mel	n	em	int
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	ipê-roxo-de-bola	ane	mel	n	d	l
Bignoniaceae	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	ipê-amarelo	ane	mel	n	d	l
Bignoniaceae	<i>Handroanthus vellosi</i> (Toledo) Mattos	ipê-amarelo	ane	mel	n	sb	int
Bignoniaceae	<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	caroba	ane	mel	ex	d	r
Bignoniaceae	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	jacaranda-mimoso	ane	mel	n	sb	r
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	caroba	auto	fal; psi; orn	n	sb	int
Bignoniaceae	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	ipê-branco	zoo	mel	n	sb; cl	r
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	urucum	zoo	mel	ex	sb; cl	r
Bixaceae	<i>Cochlospermum religiosum</i> (L.) Alston		ane	mel	ex	d	int

Familia	Nome Científico	Nome popular	Dispersão	Polinização	Origem	Estrato	Ritmo de crescimento
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	guaiuvira	ane; auto	mel	n	d	l
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	cafezinho	zoo	mel; mii	n	sb	int
Boraginaceae	<i>Cordia myxa</i> L.		zoo	mel	ex	d	int
Boraginaceae	<i>Cordia superba</i> Cham.	babosa-branca	zoo	mel	n	sb	r
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	louro-pardo	ane	mel	n	d	int
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	almecega	zoo	mel	n	d; cl	l
Cactaceae	<i>Cereus hildmannianus</i> K.Schum.	mandacaru	zoo	qui	n	sb	int
Cactaceae	<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	figueira-da-índia	0	mel	n	sb	int
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	guanandi	zoo	mel	n	d	int
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	celtis	zoo	mel	n	sb	r
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	candiúva	zoo	nesp	n	sb	l
Capparaceae	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	feijão-bravo	zoo	0	n	sb	l
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	congonha	zoo	mio	n	sb	l
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.	mamão	zoo	mel; ane	ex	sb; cl	r
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	jacaratiá	zoo	mel	n	d	r
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	espinheira-santa	zoo	nesp	n	sb	l
Celastraceae	<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek	espinheira-santa	zoo	nesp	n	sb	int
Celastraceae	<i>Maytenus robusta</i> Reissek	cafezinho	zoo	fal	ex	d	int
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook. f.) Prance		zoo	mel; psi	n	d	l
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.		zoo	mel	n	d	l
Chrysobalanaceae	<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch		zoo	nesp	ex	d; sb	r
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	bacupari	zoo	mel	n	d	r
Combretaceae	<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo	capitão-do-campo	ane	mel	ex	d	r
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	sapopema	zoo	mel	n	sb	r
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.		zoo	mel	n	sb	l
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.		zoo	nesp	n	sb	Int
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.		zoo	nesp	n	sb	int

Familia	Nome Científico	Nome popular	Dispersão	Polinização	Origem	Estrato	Ritmo de crescimento
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	branquilha	zoo	nesp	n	sb	int
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	tapiá	zoo	ane	n	sb; d	r
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	tapiá-mirim	zoo	mel	n	d; cl	r
Euphorbiaceae	<i>Aleurites moluccanus</i> (L.) Willd.	nóz-da-india	zoo	mel	ex	d	r
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	capixingui	auto; zoo	nesp	n	sb	r
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	branquilha	ane	mel	n	sb	int
Euphorbiaceae	<i>Joannesia princeps</i> Vell.	boleira	zoo	ane	n	sb	int
Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.		ane	mel	n	d	int
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	leiteiro	zoo	nesp	n	sb	int
Euphorbiaceae	<i>Sapium haematospermum</i> Müll. Arg.		auto	nesp	n	d	l
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	leiteiro	ane	nesp	n	d	int
Fabaceae	<i>Adenanthera pavonia</i> L.	tento-carolina	ane; auto	nesp	ex	d	int
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Benth.) Burkart	farinha-seca	auto	mel	n	d; cl	r
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	angico-branco	auto	mel	p	d	r
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul		auto	mel	n	d	int
Fabaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	grapia	ane; auto	mel	n	d	int
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link	pata-de-vaca	auto	qui	n	d	r
Fabaceae	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	pata-de-vaca	auto	qui	n	sb	int
Fabaceae	<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	esponjinha	auto	fal	n	sb	int
Fabaceae	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrud.) Schrad. ex DC.		zoo	mel	n	d	r
Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i> Benth.	araribá	ane	mel	n	sb	int
Fabaceae	<i>Chloroleucon tortum</i> (Mart.) Pittier		zoo	orn; fal; psi	n	sb	r
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	copaíba	zoo	mel	n	d	int
Fabaceae	<i>Dahstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	falso-timbó	ane; auto	mel	n	sb; d	r
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton		ane	mel	n	d	l
Fabaceae	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemo ex Benth.	jacarandá-da-bahia	ane	mel	n	d	l
Fabaceae	<i>Dipteryx alata</i> Vogel	baru	zoo	mel	n	d	int
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	tamboril	auto; zoo	mel	n	d	int

Familia	Nome Científico	Nome popular	Dispersão	Polinização	Origem	Estrato	Ritmo de crescimento
Fabaceae	<i>Erythrina crista-galli</i> L.	tamanqueira	auto	orn	n	d	r
Fabaceae	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	alecrim-de-campinas	zoo	mel; psi	p	d	int
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	jatobá	zoo	nesp	n	d	l
Fabaceae	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.		zoo	fal; orn; mel	n	sb	r
Fabaceae	<i>Inga marginata</i> Willd.	ingá-miudo	zoo	fal; orn; qui	n	sb; d	r
Fabaceae	<i>Inga striata</i> Benth.	ingá	zoo	fal; orn; mel	n	d	r
Fabaceae	<i>Inga vera</i> subsp. <i>affinis</i> (DC.) T.D.Penn.	inga-banana	0	0	n	sb	int
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	leucena	zoo	mel	n	d	int
Fabaceae	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	pau-ferro	zoo	mel	n	d	l
Fabaceae	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	feijão-cru	ane	mel	n	d; cl	int
Fabaceae	<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Fr. All.) Ducke		auto	qui	n	sb	r
Fabaceae	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi		ane	mel	n	d	int
Fabaceae	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel		ane	mel	n	d; cl	int
Fabaceae	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	jacaranda	ane	mel	n	d; cl	int
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	jacaranda-bico-de-pato	ane	mel	n	sb; d	int
Fabaceae	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	jacaranda	ane	mel	n	d	int
Fabaceae	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	caviuna	ane	mel	n	sb; d	int
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	sapuva	zoo; qui	mel; ane	n	d; cl	r
Fabaceae	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	sabiá	auto	mel	n	cl	r
Fabaceae	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	maricá	zoo	nesp	n	sb	int
Fabaceae	<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	feijão-cru	zoo	mel	ex	sb	r
Fabaceae	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	cabreúva-amarela	ane	mel; orn	n	d	l
Fabaceae	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	cabreúva	zoo	mel	n	d; cl	int
Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	guaruaia	auto	qui	ex	d	int
Fabaceae	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	visgueiro	ane; auto	nesp	n	d	r
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	canafistula	zoo	mel	n	sb	int
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	pau-jacaré	ane	mel	n	d	r

Familia	Nome Científico	Nome popular	Dispersão	Polinização	Origem	Estrato	Ritmo de crescimento
Fabaceae	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	vinhático	zoo	mel	n	sb	l
Fabaceae	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	coração-de-negro	auto	mel	n	d	int
Fabaceae	<i>Poincianella pluviosa</i> var. <i>peltophoroides</i> (Benth.) L.P.Queiroz	sibipiruna	zoo	mel	n	d	int
Fabaceae	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	amendoim-bravo	ane	fal	n	d; cl	l
Fabaceae	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake	guapuruvu	auto; zoo	nesp	n	sb	int
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton	monjoleiro	ane	mel	n	d	r
Fabaceae	<i>Senna</i> sp		auto; zoo	mel	n	cl; d	r
Fabaceae	<i>Senna macranthera</i> (Collad.) H.S.Irwin & Barneby	manduirana	auto	mel	n	sb; cl	int
Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	pau-cigarra	auto; zoo	nesp	n	arb	r
Fabaceae	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	tipuana	auto; zoo	nesp	ex	sb	int
Lacistemataceae	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	cafezinho	ane	qui	n	d; sb	int
Lamiaceae	<i>Aegiphila brachiata</i> Vell.	tamanqueiro	zoo	mel	n	sb	r
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	tamanqueira	zoo	mel	n	d	r
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	tarumã	zoo	mel; can	n	cl; d	int
Lauraceae	<i>Alseis floribunda</i> Schott	falsa-pelada	ane; zoo	mel; psi	n	sb	r
Lauraceae	<i>Cinnamomum</i> sp1		zoo	0	n	sb	0
Lauraceae	<i>Cinnamomum camphora</i> (L.) J.Presl		zoo	nesp	ex	d	int
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	canelinha	zoo	nesp	n	sb	int
Lauraceae	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees		zoo	nesp	n	d; sb	l
Lauraceae	<i>Nectandra grandiflora</i> Ness	caneleira	zoo	mel; psi	n	sb	int
Lauraceae	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees & Mart.	canela-amarela	zoo	nesp	n	sb	int
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	canela-branca	zoo	mel	n	sb	l
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	canela-fedorenta	zoo	nesp	n	sb	int
Lauraceae	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez		zoo	nesp	n	sb	int
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	canela-guaicá	zoo	nesp	n	sb	int
Lauraceae	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	canela	zoo	nesp	n	sb	int
Lauraceae	<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez		zoo	nesp	n	sb	int
Lauraceae	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer		zoo	nesp	n	sb	int

Familia	Nome Científico	Nome popular	Dispersão	Polinização	Origem	Estrato	Ritmo de crescimento
Lauraceae	<i>Ocotea brachybotra</i> (Meisn.) Mez	canela	zoo	nesp	n	sb	int
Lauraceae	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	canelinha	zoo	mel; fal	ex	sb	l
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.	abacate	ane	ane	ex	arb	r
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	jequitibá-branco	ane	mel	n	em	int
Lecythidaceae	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	jequitibá-rosa	ane	mel	n	em	l
Lythraceae	<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	dedaleiro	ane	mel	ex	cl	r
Magnoliaceae	<i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre	magnólia-amarela	zoo	mio	ex	d	int
Malpighiaceae	<i>Byrsonima</i> sp		0	0	n	0	0
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	lourp-branco	ane	mel	n	sb; d	r
Malvaceae	<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum.		ane	orn; qui; psi	n	d	r
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	paineira	ane	orn; qui; psi	n	d	int
Malvaceae	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K. Schum.) A. Robyns		ane	mel	n	d	int
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	mutambo	auto	nesp	n	sb	int
Malvaceae	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	pau-jangada	zoo	mel; psi	n	d	l
Malvaceae	<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	açoita-cavalo	ane	mel	n	sb	int
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	açoita-cavalo	ane	mel	ex	d	int
Malvaceae	<i>Pachira glabra</i> Pasq.		ane; auto	mel	p	d	r
Malvaceae	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	embiruçu	zoo	mel	n	sb; d	l
Malvaceae	<i>Sida</i> sp.	guanxuma	ane	mel	n	sb	int
Malvaceae	<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H. Karst.	chicha	zoo	mel; can	n	sb	l
Melastomataceae	<i>Miconia discolor</i> DC.		auto	mel	ex	d; cl	r
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	canjarana	zoo	fal	n	sb	int
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro-rosa	ane; auto	mel; fal	n	d	int
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer		zoo	fal	n	sb	int
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	marinheiro	zoo	fal	n	sb	int
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	marinheiro	zoo	mel	n	d; cl	r
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i> L.		zoo	mii	ex	sb	l
Meliaceae	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.		zoo	nesp	n	sb	int

Familia	Nome Científico	Nome popular	Dispersão	Polinização	Origem	Estrato	Ritmo de crescimento
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	catiguá	zoo	nesp	n	sb	int
Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	café-do-mato	zoo	nesp	n	sb	int
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	pau-de-ervilha	zoo	nesp	n	sb	int
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	baga-de-morcego	ane	mel	ex	d	r
Monimiaceae	<i>Mollinedia elegans</i> Tul.		zoo	nesp	n	sb	int
Monimiaceae	<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.		ane	mel	n	cl; d	r
Moraceae	<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul		zoo	nesp	n	sb	l
Moraceae	<i>Ficus eximia</i> Schott		zoo	mel	n	d	r
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat		zoo	mel	n	d	r
Moraceae	<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth		zoo	mel	n	d	r
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	figueira-branca	ane	mel	n	d	r
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	taiúva	zoo	mel	ex	d	r
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger. Lanj. & de Boer	falsa-espinaheira-santa	zoo	mel	ex	d	l
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	ucuúba-do-cerrado	zoo	mel	n	d	int
Myrtaceae	<i>Calyptanthus lucida</i> Mart. ex DC.		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Calyptanthus sp1</i>		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	sete-capotes	zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	guabiroba	zoo	mel	n	sb; d	l
Myrtaceae	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia longipedunculata</i> Nied.		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	uvaia	zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia sp1</i>		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia sp2</i>		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia subterminalis</i> DC.		zoo	mel	n	sb	l

Familia	Nome Científico	Nome popular	Dispersão	Polinização	Origem	Estrato	Ritmo de crescimento
Myrtaceae	<i>Eugenia burkartiana (D.Legrand) D.Legrand</i>		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia hiemalis Cambess.</i>		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata DC.</i>	cerejeira	zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia paracatuana O.Berg</i>		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia pyriformis Cambess.</i>	uvaia	zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia ramboi D.Legrand</i>		zoo	mel	n	d	l
Myrtaceae	<i>Eugenia sulcata Spring ex Mart.</i>		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora L.</i>	pitanga	auto; zoo	nesp	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Myrcia guianensis (Aubl.) DC.</i>		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Myrcia palustris DC.</i>		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Myrcia sp1</i>		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens (Sw.) DC.</i>	guamirim	zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Myrcia multiflora (Lam.) DC.</i>		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Myrcianthes pungens (O.Berg) D.Legrand</i>	guabiju	zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Myrciaria cuspidata O. Berg</i>		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Myrciaria delicatula (DC.) O.Berg</i>		zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda (H.West ex Willd.) O.Berg</i>	jabuticabinha	ane	mel	n	d	l
Myrtaceae	<i>Neomitranthes glomerata (D.Legrand) D.Legrand</i>		zoo	mel	n	sb	int
Myrtaceae	<i>Plinia cauliflora (Mart.) Kausel</i>		zoo	mel	n	sb; d	l
Myrtaceae	<i>Plinia rivularis (Cambess.) Rotman</i>		auto	mel	n	d	l
Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum Sabine</i>	araçá	zoo	mel	n	sb	l
Myrtaceae	<i>Psidium guajava L.</i>	goiaba	zoo	mel	ex	sb	l
Myrtaceae	<i>Psidium sartorianum (O. Berg) Nied.</i>		zoo	mel, psi	n	sb	int
Myrtaceae	<i>Syzygium jambos (L.) Alston</i>		zoo	mel	ex	d	l
Myrtaceae	<i>Syzygium cumini (L.) Skeels</i>	jambolão	ane	mel	n	d	l
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea glabra Choisy</i>	flor-roxa	ane	orn; psi	n	sb	int
Nyctaginaceae	<i>Guapira graciliflora (Mart. ex Schmidt) Lundell</i>		zoo	nesp	n	sb	int
Nyctaginaceae	<i>Guapira hirsuta (Choisy) Lundell</i>		zoo	nesp	n	sb	int

Familia	Nome Científico	Nome popular	Dispersão	Polinização	Origem	Estrato	Ritmo de crescimento
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	maria-mole	zoo	fal	n	sb	int
Nyctaginaceae	<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl		auto	nesp	n	sb	r
Nyctaginaceae	<i>Pisonia aculeata</i> L.	espora-de-galo	zoo	mel	ex	sb	r
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	ligustrum	zoo	mel	ex	sb	int
Opiliaceae	<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.		zoo	nesp	n	sb	int
Oxalidaceae	<i>Oxalis rhombeo-ovata</i> A. St.-Hil.		zoo	qui	n	d	r
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.		zoo	mel	ex	sb	int
Phyllanthaceae	<i>Savia dictyocarpa</i> Müll. Arg.		zoo	mel	n	cl; d	r
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	pau-d'alho	zoo	mel	n	sb	int
Phytolaccaceae	<i>Seguiera americana</i> L.		ane; auto	mel; psi; fal	n	d; cl	r
Picramniaceae	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.		zoo	nesp	n	d	0
Picramniaceae	<i>Picramnia</i> sp.		auto	fal	n	sb	l
Piperaceae	<i>Piper</i> sp1		zoo	ane; mii	n	sb	r
Piperaceae	<i>Piper</i> sp2		zoo	ane; mii	n	sb	r
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	falso-jaborandi	zoo	ane; mii	n	sb	r
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	falso-jaborandi	zoo	ane; mii	n	sb	r
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	jaborandi	ane; auto	mel; psi; fal; mii	n	d	r
Pittosporaceae	<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.		ane	mel	n	d; cl	int
Poaceae	<i>Phyllostachys nigra</i> (Lodd. ex Lindl.) Munro		zoo	nesp	n	d	int
Polygalaceae	<i>Acanthocladus brasiliensis</i> (Klotzsch ex A.St.-Hil. & Moq.) Hassk.		auto	0	n	0	0
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.		zoo	nesp	n	d	int
Polygonaceae	<i>Ruprechtia cf. lundii</i> Meisn.	marmeleiro	ane	mel	n	d	l
Polygonaceae	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	marmeleiro	zoo	nesp	n	; cl	r
Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> L.		zoo	ane	n	sb	r
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	capororoca	zoo	mel	n	sb	int
Primulaceae	<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.		zoo	ane	n	sb	int
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	capororoca	zoo	nesp	n	sb	int

Familia	Nome Científico	Nome popular	Dispersão	Polinização	Origem	Estrato	Ritmo de crescimento
Proteaceae	<i>Grevillea sp1</i>	grevilea	zoo	nesp	n	sb	int
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i> (Klotzsch) K.S.Edwards	carvalho-brasileiro	zoo	fal	n	sb	int
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	sobrasil	auto	nesp	n	sb	int
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	uva-japonesa	zoo	qui	n	d	l
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	saguaragi	ane; auto	fal	n	sb	l
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	juazeiro			ex		
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	nêspera	zoo	mel	ex	d; cl	r
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	pessegueiro-bravo	ane	qui	n	d	r
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.		zoo	fal	n	sb	int
Rubiaceae	<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltdl.		zoo	fal	n	sb	int
Rubiaceae	<i>Chomelia pohliana</i> Müll. Arg.		zoo	fal	n	sb	int
Rubiaceae	<i>Chomelia sp1</i>		zoo	fal	n	sb	int
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.	café	zoo	mel	ex	sb	r
Rubiaceae	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	quina	ane	mel; psi	n	sb	int
Rubiaceae	<i>Faramea tetragona</i> Müll. Arg.		zoo	mel	n	d	r
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	jenipapo	ane	0	ex	d	int
Rubiaceae	<i>Ixora venulosa</i> Benth.		ane	mel	n	d	int
Rubiaceae	<i>Psychotria sp1</i>		zoo	mel, psi	n	sb	int
Rubiaceae	<i>Psychotria sp2</i>		zoo	mel, psi	n	sb	r
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	cafezinho-do-mato	ane; auto	nesp	n	sb	int
Rubiaceae	<i>Randia calycina</i> Cham.		zoo	nesp	n	sb; cl	int
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.		zoo	mel	n	sb	int
Rubiaceae	<i>Rudgea recurva</i> Müll. Arg.		auto	zoo	n	arb	r
Rubiaceae	<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerf.		zoo	nesp	n	sb	r
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	pau-marfim	ane	nesp	n	d	l
Rutaceae	<i>Citrus reticulata</i> Blanco	mexirica	zoo	mel	ex	sb	int
Rutaceae	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck		zoo	mel	ex	sb	r
Rutaceae	<i>Citrus sp</i>		zoo	mel	ex	sb	r

Familia	Nome Científico	Nome popular	Dispersão	Polinização	Origem	Estrato	Ritmo de crescimento
Rutaceae	<i>Citrus x aurantium L.</i>	laranja	zoo	mel	ex	sb	int
Rutaceae	<i>Citrus x limon (L.) Osbeck</i>	limão-cravo	zoo	mel	ex	sb	int
Rutaceae	<i>Clausena excavata Burm.f.</i>		zoo	mel	ex	sb	r
Rutaceae	<i>Dictyoloma vandellianum A. Juss.</i>		ane	mel	n	d	int
Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora Mart.</i>	pau-de-cotia	auto	mio	n	sb	l
Rutaceae	<i>Esenbeckia leiocarpa Engl.</i>	garantã	auto	mio	n	d	l
Rutaceae	<i>Esenbeckia febrifuga (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.</i>		auto	mii	n	sb	r
Rutaceae	<i>Helietta apiculata Benth.</i>	canela-de veado	ane	nesp	n	cl	r
Rutaceae	<i>Metrodorea nigra A. St.-Hil.</i>	carrapateira	zoo	mel	n	sb	int
Rutaceae	<i>Murraya paniculata (L.) Jack</i>	acerola	ane	mel	p	d	l
Rutaceae	<i>Pilocarpus pennatifolius Lem.</i>	jaborandi	zoo	ane; mii	n	sb	r
Rutaceae	<i>Zanthoxylum caribaeum Lam.</i>		zoo	mel	n	d	int
Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara (L.) Sarg.</i>		zoo	nesp	n	sb	int
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium Lam.</i>	mamica-de-cadela	zoo	nesp	n	sb	int
Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianum Engl.</i>	mamica-de-porca	zoo	mel; mii	ex	d	r
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma Briq.</i>	guaçatonga	zoo	mel	n	sb	int
Salicaceae	<i>Casearia lasiophylla Eichler</i>	guaçatonga-graúdo	zoo	mel	n	d	int
Salicaceae	<i>Casearia sp1</i>		zoo	mel	n	sb	int
Salicaceae	<i>Casearia sp2</i>		zoo	mel	n	sb	int
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris Sw.</i>	guaçatonga	zoo	mel	n	sb	int
Salicaceae	<i>Prockia crucis P. Browne ex L.</i>		zoo	nesp	n	sb	int
Salicaceae	<i>Xylosma venosa N.E. Br.</i>		zoo	zoo	n	sb	l
Salicaceae	<i>Xylosma pseudosalzmanii Sleumer</i>	pau-de-espeto	zoo	mel	n	d	int
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis (A.St.-Hil., A.Juss. & Cambess.) Radlk.</i>	chal-chal	auto; zoo	mel	n	sb	l
Sapindaceae	<i>Allophylus guaraniticus (A.St.-Hil.) Radlk.</i>	chal-chal	auto; zoo	mel	n	sb	l
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis Cambess.</i>	camboatã	zoo	nesp	n	sb	int
Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia Radlk.</i>	maria-preta	ane	mel	n	d	l
Sapindaceae	<i>Dilodendron bipinnatum Radlk.</i>		zoo	mel	n	sb	int

Familia	Nome Científico	Nome popular	Dispersão	Polinização	Origem	Estrato	Ritmo de crescimento
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	camboatã	zoo	can	n	d	int
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	aguaí	zoo	nesp	n	sb	l
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	aguaí	zoo	nesp	n	sb	l
Sapotaceae	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma		zoo	mel	n	sb	int
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.		zoo	nesp	n	sb	l
Solanaceae	<i>Cestrum sp1</i>	cestrum	zoo	mel	n	sb	int
Solanaceae	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	cestrum	zoo	mel	n	sb	int
Solanaceae	<i>Solanum argenteum</i> Dunal		zoo	mel	n	sb	r
Solanaceae	<i>Solanum paniculatum</i> L.		zoo	mel	n	sb	r
Solanaceae	<i>Solanum caavurana</i> Vell.	cavurana	auto; zoo	nesp	n	sb	l
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	embaúba-vermelha	zoo	mel; ane	n	cl	r
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	embaúba	zoo	ane	n	cl	r
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	urtiga	zoo	nesp	n	cl; d	r
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	lixreira	ane	mel	n	cl; d	r
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	pau-viola	zoo	fal	n	cl; sb	r
Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	pau-terra-grande	zoo	fal	n	sb	int

APÊNDICE B. Quadro das três espécies de maior Valor de Importância (VI) para indivíduos com DAP ≥ 5 cm (classe 1de tamanho) nos 28 talhões de espécies nativas amostrados no estudo. (EEExJ- Estação Experimental de Jaú; RBBV- Refúgio Biológico Bela Vista; RBSH- Refugio Biológico Santa Helena).

[illegible]

APÊNDICE C.

E C. Quadro das três espécies de maior Valor de Importância (VI) para indivíduos entre $1\text{ cm} \leq \text{DAP} < 5\text{ cm}$ (classe 2 de tamanho) nos 28 talhões de espécies nativas amostrados no estudo. (EEeJ- Estação Experimental de Jaú; RBBV- Refúgio Biológico Bela Vista; RBSH- Refugio Biológico Santa Helena).

[illegible]

APÊNDICE D. Quadro das espécies com maior Valor de Importância (VI) para indivíduos entre DAP<1 cm e altura ≥ 50 cm (classe 3 de tamanho) nos 28 talhões de espécies nativas amostrados no estudo. (EEJ- Estação Experimental de Jaú; RBBV- Refúgio Biológico Bela Vista; RBSH- Refugio Biológico Santa Helena).

[illegible]

APÊNDICE E.

Valores médios dos parâmetros de estrutura, riqueza total e rarefeita e diversidade calculados para cada área objeto de avaliação deste estudo.

	Ref.	Idade (anos)	Densidade (ind.ha ⁻¹)				Área basal (m ² ha ⁻¹)	Biomassa total (Mg.ha ⁻¹)	Trepadeiras (ind.ha ⁻¹)	Samambaias (ind.ha ⁻¹)	Riqueza amostrada	Riqueza rarefeita	Índice diversidade (α Fisher)
			total	Classe 1	Classe 2	Classe 3	DAP $\geq$ 5 cm	DAP $\geq$ 5 cm	Total	Total	Total	Total	Total
Floresta madura	Ref 1	-	10920	1100	2190	7630	40,96	401,34	2430	11280	69	31	16,37
	Ref 2	-	13010	1410	2390	9210	27,02	172,93	2120	8480	79	29	18,52
	Ref 3	-	10430	1060	3780	5590	27,20	240,55	2270	12980	94	41	25,05
	Ref 4	-	12310	1310	1500	9500	35,26	260,89	1750	25250	56	35	23,33
	Ref 5	-	23685	1160	2650	19875	31,92	187,92	26250	0	42	25	12,80
Floresta degradada	Ref 6	-	13510	1280	3130	9100	16,44	86,38	3210	1830	70	24	15,66
	Ref 7	-	13580	1800	4650	7130	27,85	164,7	3130	80	47	23	9,45
	Ref 8	-	12860	1580	2780	8500	23,46	107,21	4720	190	79	35	18,58
Floresta secundária	Ref 9	-	7060	1800	2470	2790	22,86	113,26	2790	240	47	23	11,33
	Ref 10	-	11110	1340	2900	6870	19,68	114,73	4310	80	63	30	14,47
	Ref 11	-	7970	1060	2660	4250	25,45	217,2	5700	160	50	26	11,84
Plantios mistos	Selviria	24	6160	630	280	5250	29,07	330,01	1620	0	52	23	13,55
	Promissão	27	2740	570	590	1580	41,76	561,39	910	0	45	30	15,31
	Cananéia I	28	13840	870	3730	9240	49,47	581,46	2640	350	62	22	13,33
	Cananéia II	38	10840	1370	2960	6510	60,75	359,26	200	90	63	25	14,58
	Usina Estér	53	12360	1250	3230	7880	44,47	359,16	2600	850	100	42	25,68
Plantios homogêneos	Angico- branco_EEXJ	49	19940	1090	3350	15500	36,45	415,63	29750	375	31	21	8,69
	Aroeira_EEXJ	49	15705	1330	2750	11625	27,11	228,51	31000	0	35	22	10,59
	Canafístula_EEXJ	49	19005	1330	3300	14375	29,43	159,29	22625	125	33	22	9,30
	Cabreúva (1967)_EEXJ	49	10990	740	3500	6750	17,2	153,9	18875	375	39	31	14,62
	Cabreúva (1985)_EEXJ	31	14535	810	6350	7375	12,69	114,77	23000	0	27	18	7,54
	Pau-marfim_EEXJ	49	38420	1020	5900	31500	26,94	207,53	30875	0	36	21	9,48
	Aroeira_RBBV	24	23650	1900	1500	20250	27,74	170,55	31250	19875	45	23	13,25

Araçá (1)_RBSH	34	19810	1010	2300	16500	25,87	175,6	6375	1750	25	16	6,65
Araçá (2)_RBSH	34	19715	740	850	18125	30,28	317,68	2000	7875	23	16	6,30
Araçá (3)_RBSH	34	16930	780	1400	14750	22,16	225,56	8625	7750	19	16	4,96
Gabiroba (1)_RBSH	34	20060	910	2900	16250	30,43	254,59	46875	4125	28	19	7,76
Gabiroba (2)_RBSH	34	16315	990	1200	14125	24,11	194,17	16750	8750	41	29	14,34
Gabiroba (3)_RBSH	34	15450	750	1200	13500	25,79	289,42	17875	5750	36	25	12,59
Guarucaia (1)_RBSH	34	9115	690	800	7625	26,92	379,32	87625	9375	29	25	10,90
Guarucaia (2)_RBSH	34	17815	690	2750	14375	18,05	213,13	22750	4500	25	17	7,03
Guarucaia (3)_RBSH	34	20205	1130	1200	17875	21,23	189,57	10000	6000	38	25	11,86
Ingá (1)_RBSH	34	14335	860	2100	11375	19,81	177,31	21625	5125	34	26	11,29
Ingá (2)_RBSH	34	15970	1120	1850	13000	30,81	180,25	15750	3125	29	20	8,45
Ingá (3)_RBSH	34	20185	1260	2300	16625	27,79	127,26	11750	2125	30	21	8,27
Ipê amarelo (1)_RBSH	34	15140	2390	750	12000	27,04	85,49	32750	5625	25	16	6,17
Ipê amarelo (2)_RBSH	34	22245	1420	2450	18375	22,11	105,35	25000	14000	34	23	9,44
Ipê amarelo (3)_RBSH	34	32240	1890	2850	27500	18,5	62,34	28000	4000	52	31	14,99
Ipê roxo (1)_RBSH	34	21435	1160	1650	18625	31,04	295,05	20375	2625	34	24	9,89
Ipê roxo (2)_RBSH	34	32075	1300	3900	26875	31,9	239,54	11625	6500	28	20	6,74
Ipê roxo (3)_RBSH	34	26340	1440	2900	22000	30,56	195,79	11875	2750	33	21	8,70
Pitanga (1)_RBSH	34	22290	740	800	20750	24,14	226,91	31500	11750	30	19	8,82
Pitanga (2)_RBSH	34	13215	1240	600	11375	22,9	128,19	26000	12750	37	27	12,62
Pitanga (3)_RBSH	34	19100	1300	1300	16500	21,2	100,59	21500	7125	25	18	6,58

APÊNDICE F. Valores dos parâmetros físicos do solo dos plantios homogêneos de espécies nativas amostrados neste estudo. EExJ- Estação Experimental de Jaú, RBBV- Refúgio Biológico Bela Vista, RBSH Refúgio Biológico Santa Helena. (arg: argiloso, md-ar: médio arenoso; md-arg: médio argiloso, mt-arg: muito argiloso). DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação.

Áreas de estudo	Areia fina (g kg ⁻¹)	Areia grossa (g kg ⁻¹)	Areia total (g kg ⁻¹)	Argila (g kg ⁻¹)	Silte (g kg ⁻¹)	Classe de textura
(espécies plantadas)						
Angico-branco_EEXJ	171	167	338	246	416	md-ar
Aroeira_EEXJ	158	167	326	245	430	md-ar
Canafístula_EEXJ	140	78	218	296	486	md-arg
Cabreúva (1967)_EEXJ	109	51	160	385	456	arg
Cabreúva (1985)_EEXJ	192	138	330	251	419	md-arg
Pau-marfim_EEXJ	158	120	278	273	449	md-arg
Aroeira_RBBV	59	44	103	637	260	mt-arg
Araçá (1)_RBSH	64	68	132	653	216	mt-arg
Araçá (2)_RBSH	72	36	108	610	282	mt-arg
Araçá (3)_RBSH	77	38	115	613	273	mt-arg
Gabiroba (1)_RBSH	97	49	147	631	222	mt-arg
Gabiroba (2)_RBSH	92	52	144	580	276	arg
Gabiroba (3)_RBSH	91	49	139	628	233	mt-arg
Guaruaia (1)_RBSH	88	44	133	619	248	mt-arg
Guaruaia (2)_RBSH	148	69	217	590	193	arg
Guaruaia (3)_RBSH	115	54	169	593	238	arg
Ingá (1)_RBSH	87	48	135	604	261	mt-arg
Ingá (2)_RBSH	53	20	73	662	265	mt-arg
Ingá (3)_RBSH	73	33	105	627	267	mt-arg
Ipê amarelo (1)_RBSH	146	62	208	593	199	arg
Ipê amarelo (2)_RBSH	135	52	186	583	231	arg
Ipê amarelo (3)_RBSH	119	46	165	607	227	mt-arg
Ipê roxo (1)_RBSH	114	51	165	594	241	arg
Ipê roxo (2)_RBSH	112	43	155	613	232	mt-arg
Ipê roxo (3)_RBSH	108	25	133	635	232	mt-arg
Pitanga (1)_RBSH	121	31	152	620	228	mt-arg
Pitanga (2)_RBSH	108	28	136	686	178	mt-arg
Pitanga (3)_RBSH	97	41	138	681	180	mt-arg
DP	38,63	39,05	72,49	143,07	91,20	
MÉDIA	107,66	59,69	167,31	549,55	283,14	
CV	35,88%	65,42%	43,33%	26,03%	32,21%	

APÊNDICE G. Valores dos parâmetros químicos do solo dos plantios homogêneos de espécies nativas amostrados neste estudo. (EExJ- Estação Experimental de Jaú, RBBV- Refúgio Biológico Bela Vista, RBSH Refúgio Biológico Santa Helena). DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação.

Áreas de estudo	pH	M.O. g, dm ⁻³	P Resina mg, dm ⁻³	K Resina mmolc, dm ⁻³	Ca Resina mmolc, dm ⁻³	Mg Resina mmolc, dm ⁻³	H+Al mmolc, dm ⁻³	SB mmolc, dm ⁻³	CTC mmolc, dm ⁻³	V%
Espécies plantadas										
Angico-branco_EEXJ	5	64	23	4,9	163	47	25	214,9	239,9	90
Aroeira_EEXJ	5,2	72	46	6	171	37	38	214	252	85
Canafístula_EEXJ	5,5	58	74	7	180	33	25	220	245	90
Cabreúva (1967)_EEXJ	5,6	71	70	5,4	186	41	25	232,4	257,4	90
Cabreúva (1985)_EEXJ	6,1	65	53	4,3	149	32	22	185,3	207,3	89
Pau-marfim_EEXJ	5,8	55	14	2,6	124	56	31	182,6	213,6	85
Aroeira_RBBV	4,2	38	6	1,9	11	5	64	17,9	81,9	22
Araçá (1)_RBSH	4,4	34	6	1,6	4	3	38	8,6	46,6	18
Araçá (2)_RBSH	4,6	39	6	3,3	18	11	38	32,3	70,3	46
Araçá (3)_RBSH	4,8	40	7	2,8	22	10	34	34,8	68,8	51
Gabirola (1)_RBSH	4,9	37	6	3,4	30	15	34	48,4	82,4	59
Gabirola (2)_RBSH	5,1	34	7	1,8	21	14	28	36,8	64,8	57
Gabirola (3)_RBSH	4,9	36	8	3,2	21	14	31	38,2	69,2	55
Guaruaia (1)_RBSH	4,7	37	7	2,8	20	12	38	34,8	72,8	48
Guaruaia (2)_RBSH	4,8	33	8	3	34	16	34	53	87	61
Guaruaia (3)_RBSH	5	38	8	1,7	33	16	34	50,7	84,7	60
Ingá (1)_RBSH	4,7	22	7	1,7	17	6	38	24,7	62,7	39
Ingá (2)_RBSH	4,3	25	6	1	11	3	52	15	67	22
Ingá (3)_RBSH	4,7	25	5	1,2	25	9	31	35,2	66,2	53
Ipê amarelo (1)_RBSH	5,1	33	8	2,4	39	15	31	56,4	87,4	65
Ipê amarelo (2)_RBSH	5,4	34	7	3,4	42	16	25	61,4	86,4	71
Ipê amarelo (3)_RBSH	5,2	38	7	3,8	31	15	28	49,8	77,8	64
Ipê roxo (1)_RBSH	5,6	40	7	3	28	17	22	48	70	69
Ipê roxo (2)_RBSH	5,2	36	7	2,5	30	11	34	43,5	77,5	56

Áreas de estudo	pH	M.O. g, dm ⁻³	P Resina mg, dm ⁻³	K Resina mmolc, dm ⁻³	Ca Resina mmolc, dm ⁻³	Mg Resina mmolc, dm ⁻³	H+Al mmolc, dm ⁻³	SB mmolc, dm ⁻³	CTC mmolc, dm ⁻³	V%
Ipê roxo (3)_RBSH	4,9	29	6	2,1	22	11	31	35,1	66,1	53
Pitanga (1)_RBSH	4,9	35	6	2,7	26	14	31	42,7	73,7	58
Pitanga (2)_RBSH	4,6	35	5	2,4	19	10	47	31,4	78,4	40
Pitanga (3)_RBSH	4,7	35	5	2,2	10	7	42	19,2	61,2	31
DP	0,45	13,56	19,77	1,43	59,43	13,55	9,18	73,02	69,27	20,94
MÉDIA	5,00	40,64	15,18	3,00	53,11	17,71	33,96	73,83	107,79	58,11
CV	8,96%	33,36%	130,23%	47,57%	111,91%	76,50%	27,03%	98,91%	64,26%	36,04%

APÊNDICE H. Similaridade florística calculada a partir do índice de Jaccard para as comunidades sob plantios homogêneos de espécies nativas. EExJ – Estação Experimental de Jaú –SP; RBSH- Refúgio Biológico Santa Helena – PR.

	angico-branco EExJ	aroeira EExJ	araçá_1 RBSH	araçá_2 RBSH	araçá_3 RBSH	cabreúva EExJ	canafístula EExJ	gabioba_1 RBSH	gabioba_2 RBSH	gabioba_3 RBSH	guaruaia_1 RBSH	guaruaia_2 RBSH	guaruaia_3 RBSH
aroeira_EExJ	0.23												
araçá_1_RBSH	0.06	0.05											
araçá_2_RBSH	0.04	0.07	0.45										
araçá_3_RBSH	0.02	0.06	0.38	0.56									
cabreúva_EExJ	0.25	0.28	0.12	0.07	0.05								
canafístula_EExJ	0.56	0.34	0.05	0.04	0.02	0.31							
gabioba_1_RBSH	0.07	0.10	0.29	0.34	0.31	0.12	0.05						
gabioba_2_RBSH	0.06	0.10	0.33	0.37	0.26	0.10	0.07	0.45					
gabioba_3_RBSH	0.05	0.14	0.30	0.37	0.28	0.12	0.08	0.33	0.43				
guaruaia_1_RBSH	0.04	0.05	0.23	0.28	0.27	0.08	0.03	0.37	0.36	0.33			
guaruaia_2_RBSH	0.10	0.15	0.25	0.30	0.29	0.16	0.09	0.51	0.35	0.33	0.29		
guaruaia_3_RBSH	0.08	0.10	0.31	0.33	0.33	0.17	0.09	0.40	0.50	0.37	0.29	0.40	
inga_1_RBSH	0.06	0.09	0.32	0.28	0.30	0.12	0.08	0.38	0.45	0.33	0.33	0.38	0.44
inga_2_RBSH	0.05	0.08	0.35	0.37	0.26	0.08	0.07	0.33	0.47	0.35	0.33	0.29	0.34
inga_3_RBSH	0.05	0.06	0.33	0.42	0.39	0.08	0.05	0.44	0.45	0.34	0.34	0.40	0.44
ipê_amarelo_1_RBSH	0.06	0.05	0.38	0.40	0.36	0.08	0.05	0.32	0.35	0.32	0.29	0.31	0.28
ipê_amarelo_2_RBSH	0.05	0.06	0.37	0.46	0.36	0.09	0.06	0.32	0.42	0.40	0.27	0.31	0.41
ipê_amarelo_3_RBSH	0.06	0.10	0.25	0.28	0.28	0.11	0.06	0.30	0.40	0.32	0.32	0.32	0.39
ipê_roxo_1_RBSH	0.06	0.07	0.25	0.29	0.29	0.07	0.06	0.31	0.39	0.34	0.29	0.33	0.40
ipê_roxo_2_RBSH	0.09	0.08	0.29	0.30	0.37	0.10	0.09	0.46	0.41	0.35	0.36	0.42	0.37
ipê_roxo_3_RBSH	0.09	0.06	0.39	0.41	0.34	0.11	0.08	0.33	0.33	0.36	0.30	0.33	0.35
pau-marfim_EExJ	0.36	0.34	0.05	0.03	0.03	0.31	0.48	0.08	0.08	0.08	0.06	0.10	0.11
pitanga_1_RBSH	0.03	0.01	0.41	0.43	0.32	0.06	0.03	0.29	0.40	0.35	0.26	0.25	0.39
pitanga_2_RBSH	0.06	0.07	0.33	0.48	0.38	0.10	0.06	0.36	0.49	0.36	0.33	0.42	0.48

	angico-branco EExJ	aroeira EExJ	araçá_1 RBSH	araçá_2 RBSH	araçá_3 RBSH	cabreúva EExJ	canafístula EExJ	gabioba_1 RBSH	gabioba_2 RBSH	gabioba_3 RBSH	guaruaia_1 RBSH	guaruaia_2 RBSH	guaruaia_3 RBSH
pitanga_3_RBSH	0.06	0.07	0.34	0.40	0.41	0.10	0.07	0.32	0.40	0.41	0.29	0.42	0.36
	inga_1 RBSH	inga_2 RBSH	inga_3 RBSH	ipe_amarelo_1 RBSH	ipe_amarelo_2 RBSH	ipe_amarelo_3 RBSH	ipe_roxo_1 RBSH	ipe_roxo_2 RBSH	ipe_roxo_3 RBSH	pau-marfim EExJ	pitanga_1 RBSH	pitanga_2 RBSH	
ingá_2_RBSH	0.47												
ingá_3_RBSH	0.45	0.50											
ipê_amarelo_1_RBSH	0.40	0.38	0.33										
ipê_amarelo_2_RBSH	0.39	0.37	0.44	0.46									
ipê_amarelo_3_RBSH	0.36	0.30	0.37	0.33	0.40								
ipê_roxo_1_RBSH	0.38	0.28	0.38	0.36	0.41	0.35							
ipê_roxo_2_RBSH	0.50	0.38	0.40	0.53	0.34	0.32	0.49						
ipê_roxo_3_RBSH	0.44	0.36	0.37	0.57	0.47	0.32	0.46	0.56					
pau- marfim_EExJ	0.08	0.08	0.06	0.03	0.04	0.07	0.07	0.09	0.06				
pitanga_1_RBSH	0.34	0.34	0.42	0.40	0.45	0.35	0.33	0.31	0.35	0.03			
pitanga_2_RBSH	0.43	0.35	0.52	0.41	0.59	0.50	0.45	0.38	0.42	0.07	0.47		
pitanga_3_RBSH	0.47	0.45	0.54	0.41	0.54	0.38	0.33	0.41	0.38	0.05	0.40	0.51	

APÊNDICE I. Radiação fotossinteticamente ativa interceptada (RFAi) pelo dossel dos plantios homogêneos amostrados durante a estação seca (inverno) e chuvosa (verão).

ANEXO

ANEXO A. Valores de referência utilizados para atestar a recomposição conforme Anexo II da Resolução SMA 32 de 2014.

TIPO DE VEGETAÇÃO	INDICADOR E UNIDADE DE MEDIDA		
	Cobertura do solo com vegetação nativa (%)*	Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha)***	No. de espécies nativas regenerantes (n° spp.)***
Florestas ombrófilas e estacionais**	acima de 80	acima de 3.000	acima de 30
Restinga Florestal**	acima de 80	acima de 3.000	acima de 30
Mata Ciliar em região de Cerrado**	acima de 80	acima de 3.000	acima de 30
Cerradão ou Cerrado <i>stricto sensu</i>	acima de 80	acima de 2.000	acima de 25
Manguezal**	acima de 80	-	-
Formações abertas e campestres no bioma Mata Atlântica (Campos de Altitude; Restinga Não-florestal)	acima de 80	-	-
Formações abertas no bioma Cerrado (Campo Cerrado, Campo Sujo, Campo Limpo ou Campo Úmido)	acima de 80	-	-

* Para os casos em que é permitido o plantio intercalado de espécies nativas com exóticas, ambas poderão ser computadas no indicador de "cobertura do solo com vegetação nativa", desde que respeitados os prazos e limites percentuais de exóticas previstos em lei e regulamentações específicas.

** tipo de vegetação necessariamente com formação de copa.

*** critério de inclusão dos regenerantes: altura (h) >50 cm e circunferência medida à altura do peito (CAP) <15 cm