Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

**Impacto ecológico e silvicultural do uso e colheita de eucalipto consorciado com
espécies arbóreas nativas para a restauração da Mata Atlântica**

Carina Camargo Silva

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2017**

Carina Camargo Silva
Engenheira Florestal

**Impacto ecológico e silvicultural do uso e colheita de eucalipto consorciado com espécies
arbóreas nativas para a restauração da Mata Atlântica**
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **PEDRO HENRIQUE SANTIN BRANCALION**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2017

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

Silva, Carina Camargo

Impacto ecológico e silvicultural do uso e colheita de eucalipto consorciado com espécies arbóreas nativas para a restauração da Mata Atlântica / Carina Camargo Silva. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2017.

130 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Recomposição florestal 2. Restauração florestal 3. Madeira nativa 4. Exploração madeireira 5. Danos da colheita de madeira 6. Reserva Legal 7. Regeneração natural 8. Plantios consorciados 9. Competição 10. Espécies facilitadoras 11. Colheita florestal I. Título

AGRADECIMENTOS

Agradeço à CAPES e ao Programa de Pós-graduação em Recursos Florestais pela concessão da bolsa de estudos, assim como à FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pela concessão dos recursos financeiros que viabilizaram este trabalho através do projeto temático de processo número 2013/50718-5.

Ao meu orientador, Pedro Brancalion, pela oportunidade de tanto ter aprendido ao longo desses anos de orientação. Pela paciência, amizade e por todo o apoio que recebi nos momentos mais difíceis. É um prazer trabalhar com alguém que tanto ama o que faz.

À ESALQ, onde aprendi muito mais do que os livros e artigos ensinam.

Aos professores Ricardo Rodrigues, Sergius Gandolfi, Edson Vidal, Ricardo Viani e Robin Chazdon por todo o conhecimento compartilhado e pelas contribuições a este trabalho. Ao Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP e seus funcionários, onde me sinto em casa desde os tempos de graduação.

À Giovana Oliveira, secretária do programa de pós-graduação, que além de ser uma funcionária de suma competência e eficiência, abraça a todos com seu coração enorme e nos motiva a sermos cada vez melhores. Muito obrigada, querida, por tudo!

Ao LASTROP (Laboratório de Silvicultura Tropical), pelo ambiente de trabalho aconchegante e produtivo. À nossa técnica de laboratório Andreia Moreno, que em pouco tempo se tornou insubstituível. Aos amigos e colegas do LASTROP, sempre presentes nessa parceria acadêmica. Um agradecimento especial ao Ricardo Cesar (Xaulim), Marina Duarte e Danilo Almeida, pela disponibilidade em ajudar com a estatística e, principalmente, com o R.

Ao LERF (Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal), onde iniciei meus caminhos na ciência e à família LERF.

À Vanessa Moreno, Ana Flavia Boeni, Vivian Nasser, Mariana Bettinardi e Paula Meli, pela amizade e convivência na república mais lerf/lastropiana de Piracicaba. À Danitiele Laranja (Vulevu), pela amizade de sempre e pelas portas abertas de sua casa e do seu quarto de hóspedes.

Ao Nino Amazonas, grande parceiro de viagens de campo, de trabalhos compartilhados e de discussões sobre os sentidos da vida, com quem aprendi muito sobre os pensamentos crítico e científico. À Nara Vogado, também grande parceira de viagens de campo, sempre disposta a melhorar nossos dias suados com sua alegria "maravilhosa". E ao

Nino e à Nara juntos, por terem tornado mais leve e feliz (e engraçada) a campanha de coleta de dados mais pesada desta caminhada e pela disponibilidade em contribuir sempre que solicitado.

À Organização de Conservação da Terra (OCT), à Fibria (Unidade Aracruz, ES) e à Suzano Papel e Celulose (Unidade Mucuri, BA) por todo o apoio técnico, operacional e logístico nas diversas campanhas de coletas de dados em campo, imprescindíveis para a realização deste trabalho. Às equipes dessas instituições pela solitude, seriedade e motivação em colaborar sempre que necessário e também por todos os dados fornecidos. Ao Pacto pela Restauração da Mata Atlântica que, em parceria com essas instituições, viabilizou a implantação das áreas experimentais avaliadas, um grande passo para o desenvolvimento das pesquisas em restauração ecológica e silvicultura de espécies nativas no Brasil.

Às Fazendas Reunidas Vale do Juliana, pelo apoio logístico e hospedagem durante as incursões de coletas de dados.

Ao Professor Vinícius Souza (LCB/ESALQ/USP) e, em especial, ao Gabriel Coletta pela disponibilidade em contribuir com as identificações dos materiais botânicos coletados.

À Ana Flavia Boeni e Rafaela Naves, pelas contribuições e disponibilidade em colaborar com algumas das análises de dados.

Ao Juliano van Melis, por toda a colaboração com as análises finais dos dados e com a estruturação final do trabalho, pela paciência nas explicações e pela disponibilidade em contribuir sempre que necessário. Aprendi muito com você, Juliano. Muito obrigada!

À minha família do coração, Érica Santos, Daniele Alves (e a pequena Ísis), Ivaíla Vidotti (e o pequeno Bento) e Fabiana Miranda, por todo o apoio e boas vibrações.

À minha família “Buscapé” (meus pais, minhas irmãs, minhas sobrinhas, meu sogro e meus cunhados), sempre presentes nas mais difíceis e felizes jornadas da vida, me lembrando do quanto sou grata por ser parte deste clã.

Ao meu marido Felipe, parceiro de uma vida, por todo a compreensão, motivação, paciência, consolo e amor. Sem dúvida, aquele que mais incentivou todas as fases deste trabalho.

A todos que de alguma forma participaram dos momentos que geraram esta tese, MUITO OBRIGADA!

SUMÁRIO

RESUMO.....	8
ABSTRACT	9
1 INTRODUÇÃO	11
1.1 Perguntas que norteiam este estudo.....	14
1.2 Objetivos.....	14
1.3 Estrutura da tese	15
Referências	15
2 CRESCIMENTO INICIAL DE ESPÉCIES NATIVAS MADEIREIRAS EM PLANTIOS MISTOS COM EUCALIPTO PARA A RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA.....	17
Resumo	17
Abstract	17
2.1 Introdução	18
2.2 Material e métodos	22
2.2.1 Áreas de estudo	22
2.2.2 Delineamento experimental	23
2.2.2.1 Igrapiúna (IGR).....	24
2.2.2.2 Mucuri (MUC).....	25
2.2.2.3 Aracruz (ARA)	25
2.2.3 Coleta de dados.....	26
2.2.4 Análise dos dados.....	27
2.3 Resultados	28
2.3.1 Sobrevivência e crescimento das espécies nativas madeireiras	28
2.3.2 Influência do consórcio com eucalipto em linhas simples ou linhas duplas	30
2.3.3 Influência do consórcio com eucalipto e espécies pioneiras comerciais nativas	31
2.4 Discussão	32
Referências	35
3 REGENERAÇÃO DE ESPÉCIES NATIVAS NO SUB-BOSQUE DE PLANTIOS MISTOS DE EUCALIPTO COM ÁRVORES NATIVAS PARA A RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA	41
Resumo	41
Abstract	41
3.1 Introdução	42

3.2	Material e métodos	46
3.2.1	Áreas de estudo	46
3.2.2	Delineamento experimental.....	47
3.2.2.1	Igrapiúna (IGR)	48
3.2.2.2	Aracruz (ARA)	49
3.2.3	Coleta de dados	49
3.2.3.1	Regeneração natural e cobertura de gramíneas exóticas competidoras.....	49
3.2.3.2	Caracterização da radiação fotossinteticamente ativa no sub-bosque dos modelos de restauração florestal	51
3.2.4	Análise dos dados	53
3.3	Resultados.....	55
3.4	Discussão.....	58
	Referências.....	62
4	IMPACTO ECOLÓGICO E SILVICULTURAL DA COLHEITA DE EUCALIPTO CONSORCIADO COM ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS PARA A RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA	69
	Resumo.....	69
	Abstract.....	69
4.1	Introdução.....	70
4.2	Material e métodos	75
4.2.1	Áreas de estudo	75
4.2.2	Delineamento experimental.....	77
4.2.2.1	Igrapiúna (IGR)	77
4.2.2.2	Aracruz (ARA)	78
4.2.3	Colheita do eucalipto em sistemas consorciados com espécies nativas	78
4.2.4	Coleta de dados	79
4.2.4.1	Impactos da colheita do eucalipto nos indivíduos de espécies nativas remanescentes.....	79
4.2.4.2	Impactos da colheita do eucalipto na quantidade e qualidade da luz interceptada no sub-bosque de plantios de restauração florestal	80
4.2.4.3	Impacto da colheita do eucalipto no crescimento diamétrico das espécies nativas plantadas no consórcio	81

4.2.4.4 Impacto do consórcio com o eucalipto e de sua colheita na comunidade regenerante de espécies nativas	82
4.2.5 Análise dos dados.....	83
4.3 Resultados	85
4.3.1 Impactos da colheita do eucalipto nos indivíduos plantados remanescentes	85
4.3.2 Impactos da colheita do eucalipto na quantidade e qualidade da luz interceptada no sub-bosque de plantios de restauração florestal	90
4.3.3 Impacto da colheita do eucalipto no crescimento diamétrico das espécies nativas plantadas no consórcio.....	91
4.3.4 Impacto do consórcio com o eucalipto e de sua colheita na comunidade regenerante de espécies nativas	92
4.4 Discussão	96
Referências	101
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	109
APÊNDICES.....	113
ANEXOS.....	128

RESUMO

Impacto ecológico e silvicultural do uso e colheita de eucalipto consorciado com espécies arbóreas nativas para a restauração da Mata Atlântica

A redução da cobertura florestal e o uso agrícola intensivo do solo resultam na necessidade de adoção de intervenções de restauração bastante onerosas, o que restringe a expansão dessa atividade e a mitigação dos impactos das atividades humanas na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos. Nesse sentido, a exploração de madeira em florestas em processo de restauração pode ser uma alternativa para a viabilização econômica dessa atividade. Em particular, merece destaque as oportunidades oferecidas pela exploração de espécies arbóreas exóticas de ciclo curto, que antecipam o retorno econômico da restauração e podem auxiliar na amortização dos custos de implantação dos reflorestamentos. No entanto, embora o cultivo intercalado de árvores exóticas seja autorizado pela legislação ambiental como um método de recomposição ambiental, pouco se sabe sobre os efeitos negativos do uso dessas espécies nos modelos de restauração. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto ecológico e silvicultural do uso e colheita de eucalipto consorciado com espécies arbóreas nativas para a restauração da Mata Atlântica. Avaliamos três experimentos implantados nos estados da Bahia e Espírito Santo, os quais adotaram o eucalipto como espécie pioneira comercial, utilizada para gerar renda no primeiro ciclo de corte (em torno de 4 a 5 anos) e ser então removida da floresta em restauração. Em geral, o uso do eucalipto nesses experimentos foi menos prejudicial do que o esperado. Não houve influência negativa do consórcio de eucalipto com espécies nativas, em comparação com plantios exclusivos de espécies nativas, na sobrevivência e crescimento de espécies nativas madeireiras, bem como na regeneração natural de espécies nativas no sub-bosque dos plantios. Nós avaliamos também os impactos da exploração da madeira do eucalipto em dois desses experimentos, onde verificamos que a operação de colheita do eucalipto gera danos nas árvores nativas plantadas e uma abertura significativa do dossel florestal (considerando que o eucalipto representa 50% dos indivíduos plantados e 90% da área basal nos modelos avaliados), porém esses danos já foram parcialmente minimizados em apenas quatorze meses após a colheita. Assim, concluímos que para as condições ambientais avaliadas, o uso do eucalipto em modelos de restauração florestal não prejudicou o desenvolvimento das árvores de espécies nativas plantadas em consórcio e não prejudicou a expressão da regeneração natural, o que torna seu uso válido para essas condições. Mais estudos são necessários, no entanto, para que se acompanhe as trajetórias sucessionais de modelos de restauração florestal a médio e longo prazo, a fim de validar a recomendação do seu uso a partir de bases científicas mais consolidadas.

Palavras-chave: Recomposição florestal; Restauração florestal; Madeira nativa; Exploração madeireira; Danos da colheita de madeira; Reserva Legal; Regeneração natural; Plantios consorciados; Competição; Espécies facilitadoras; Colheita florestal

ABSTRACT

Ecological and silvicultural impact of using and harvesting Eucalyptus intercropped with native tree species for the restoration of the Atlantic Rainforest

The reduction of forest cover and the intensive agricultural use of the soil result in the necessity of adopting expensive restoration interventions, which restrict the expansion of this activity and the mitigation of the impacts of human activities on biodiversity and ecosystem services. Thus, the exploitation of wood in restoration forests may be an alternative for the economic viability of this activity. Particularly noteworthy are the opportunities offered by the exploitation of short rotation exotic tree species, which anticipate the profit obtained from restoration and may contribute to the amortization of implantation costs. However, even though the intercropping with exotic trees is authorized by the current environmental legislation as a method for forest restoration, little is known concerning the possible negative effects of the use of these species in restoration models. This research aimed to evaluate the ecological and silvicultural impacts of the use and harvest of Eucalyptus temporarily mixed with native tree species in the restoration of the Atlantic Forest. We evaluated three experiments in the states of Bahia and Espírito Santo, which used Eucalyptus as a commercial pioneer species to generate income after the first rotation (around 4-5 years) and then removed from the system. Eucalyptus had no negative influence over native species' survival and growth when compared to pure native species plantations, as well as over natural regeneration of native species in the understory. We also evaluated the impacts of harvesting Eucalyptus in two of these three experiments and found that the Eucalyptus harvesting operation causes significant damage to planted native trees and results in opening of the forest canopy (considering that Eucalyptus represents 50% of the individuals planted and 90% of the basal area), but these damages were partially minimized within only 14 months after harvesting. Thus, we conclude that for the environmental conditions evaluated, the mixture with Eucalyptus in this alternative forest restoration approach did not affect the development of native tree species neither the expression of natural regeneration, which makes its use valuable. Further studies are necessary, however, to follow the succession trajectories of forest restoration models in the medium and long runs, to validate the recommendation of their use with more consolidated scientific basis.

Keywords: Reforestation; Forest restoration; Native timber; Wood logging; Logging damage; Legal Reserve; Natural regeneration; Intercropped plantings; Competition; Facilitation; Forest harvest

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais se destacam como os mais importantes centros de biodiversidade do planeta (GARDNER et al., 2010; MYERS et al., 2000) e representam uma fonte insubstituível de produtos e serviços ecossistêmicos essenciais para o bem estar humano (CHAZDON, 2016; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). No entanto, estes ecossistemas são também os mais ameaçados pela redução drástica de cobertura nas últimas décadas, tendo como consequência impactos no clima, saúde humana, biodiversidade, qualidade do ar, fertilidade do solo, serviços hidrológicos e outras variáveis associadas ao bem estar humano (NAGENDRA, 2007).

A restauração ecológica surge como uma iniciativa capaz de reverter esse quadro de ameaça aos ecossistemas e pode ser definida como o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004), sendo uma nova prioridade global para a busca da sustentabilidade (ARONSON; ALEXANDER, 2013). Diversas ações de restauração ecológica têm sido desenvolvidas nas últimas décadas, e cada vez mais se estabelecem novas metas ambiciosas para a mitigação da degradação dos ecossistemas em larga escala (SUDING et al., 2015). No entanto, muito ainda deve ser feito para que sejam atingidas as ambiciosas metas estabelecidas pelo Desafio de Bonn sobre Florestas, Mudanças Climáticas e Biodiversidade de restaurar 150 milhões de hectares de ecossistemas degradados e desmatados até 2020 (CHAZDON, 2016); pela Meta 15 de Aichi, da Convenção da Diversidade Biológica, de restaurar 15% dos ecossistemas terrestres até 2020 (MENZ; DIXON; HOBBS, 2013); e a Declaração de Nova York sobre Florestas, da Organização das Nações Unidas, sendo a viabilidade econômica dos projetos uma das principais restrições para os avanços da restauração ecológica em larga escala (BRANCALION et al., 2012; HOLL, 2017).

Dependendo no nível de interferência humana na paisagem, a restauração de florestas pode demandar elevado investimento de recursos financeiros para o restabelecimento dos processos de sucessão ecológica. Dado o custo elevado e falta de perspectiva de retorno financeiro dos projetos, a restauração tem se caracterizado como uma iniciativa pontual e de pequena escala (BRANCALION et al., 2012; HOLL; HOWARTH, 2000). Nos últimos anos, tem sido intenso o debate acerca das mudanças da legislação ambiental brasileira, que resultaram na Lei de Proteção e Recuperação da Vegetação Nativa

(Lei nº 12.651/2012), que determina a obrigatoriedade da restauração florestal em áreas como as Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL) em propriedades rurais (BRANCALION et al., 2016). Nestas áreas, estima-se a demanda de restauração ecológica de 21 milhões de hectares entre os biomas brasileiros (SOARES-FILHO et al., 2014). Assim, torna-se necessária a elaboração de modelos de restauração de ecossistemas que sejam economicamente atrativos para o produtor rural, capazes de gerar receitas que poderiam ser obtidas por meio do manejo de produtos madeireiros e não-madeireiros na floresta em processo de restauração, permitindo a recuperação do investimento dispensado na recomposição da vegetação nativa em sua propriedade. Trata-se de um desafio à altura do Brasil, que tem sido um dos grandes destaques mundiais na restauração de ecossistemas florestais (JOLY et al., 2010; RODRIGUES et al., 2011).

Diante disso surge o desafio para o desenvolvimento de modelos de restauração florestal que consorciem espécies nativas (geradoras ou não de produtos florestais madeireiros e não-madeireiros) com espécies produtivas capazes de gerar retorno econômico (KEEFE; ALAVALAPATI; PINHEIRO, 2012) nos primeiros anos de plantio. Assim surgiu o conceito de “espécies pioneiras comerciais” na restauração ecológica (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015), que podem ser definidas como espécies nativas ou exóticas, de crescimento rápido e produção de madeira ou produtos não madeireiros em curto prazo, com o objetivo de gerar renda nos primeiros anos dos projetos de restauração florestal. A proposta é que as espécies pioneiras comerciais com função de produzir madeira sejam manejadas apenas no seu primeiro ciclo produtivo, sendo retiradas do sistema florestal após a colheita, reduzindo posteriormente o impacto ecológico sobre a comunidade florestal em processo de restauração. O eucalipto é um exemplo promissor de espécie pioneira comercial para produção de madeira (BRANCALION et al., 2012), em virtude de seu alto potencial de produção de madeira em ciclos curtos, baixo custo da muda e grande nível de conhecimento sobre sua silvicultura, o que acaba por reduzir os custos de implantação do projeto e a incerteza por parte dos agricultores em adotar modelos de restauração. Além disso, o rápido crescimento da espécie reduz consideravelmente o desenvolvimento de gramíneas exóticas competidoras, reduzindo os custos de manutenção e contribuindo para o estabelecimento e desenvolvimento silvicultural dos indivíduos de espécies nativas (CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010). O uso de eucalipto e demais espécies

arbóreas é autorizado pela Lei de Proteção à Vegetação Nativa (Lei 12.651/2012) para a recomposição da Reserva Legal, desde que o plantio de espécies exóticas não ultrapasse 50% da área em recomposição. A Reserva Legal (RL) corresponde à:

Área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural (...) com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar na conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção da fauna silvestre e da flora nativa.

Apesar da autorização do uso de consórcios entre espécies exóticas e nativas para o cumprimento de demandas legais, os impactos do uso e exploração de espécies arbóreas exóticas são ainda pouco conhecidos no contexto da restauração florestal. Isso reforça a importância do desenvolvimento de modelos experimentais de restauração florestal que viabilizem a proposta de uso econômico sustentável da RL na propriedade rural (LATAWIEC et al., 2015), ao mesmo tempo que indiquem caminhos para melhor compatibilizar o uso de espécies exóticas em modelos voltados para a recuperação de ecossistemas nativos. É de suma importância, no entanto, que sejam avaliados e dimensionados os diversos impactos ecológicos gerados pelo uso e pela exploração das espécies exóticas nesses sistemas consorciados, principalmente quando se trata de árvores de grande porte, cuja exploração tem grande potencial de gerar impactos no ecossistema em recuperação.

Assim, em parceria com instituições do setor florestal e ambiental e com o apoio do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, foram implantados em meados de 2011 e 2012 nos estados da Bahia (nos municípios de Igrapiúna, no Baixo Sul, e Mucuri, no Extremo Sul do estado) e Espírito Santo (no município de Aracruz), três experimentos baseados no desenvolvimento de modelos de silvicultura de espécies nativas para a viabilização econômica da restauração florestal, sendo usado o eucalipto como o “carro-chefe” dos projetos como espécie pioneira comercial. Espécies nativas como o guapuruvu (*Schizolobium parahyba* (Vell.), para a produção de madeira laminada), a pimenta-rosa (*Schinus terebinthifolius* Raddi, para a produção de frutos para condimentos), e o cajá-do-mato (*Spondias venulosa* (Engl.) Engl., para a produção de frutos para polpa e madeira para caixotaria), também foram adotadas em um desses experimentos (Mucuri - BA) como espécie pioneira comercial, permitindo estabelecer comparações entre estas espécies e o eucalipto (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Por fim, estes experimentos permitiram testar diferentes modelos de restauração florestal baseados no conceito do uso

econômico da floresta em processo de restauração, cuja viabilidade econômica, vale lembrar, deve sempre estar associada à viabilidade ecológica da restauração florestal, através da introdução planejada ou regeneração espontânea de uma ampla diversidade de espécies nativas regionais.

1.1 Perguntas que norteiam este estudo

Diante do contexto apresentado, as principais perguntas que motivaram e nortearam este trabalho, são:

1) Como se dá o crescimento das espécies nativas de interesse madeireiro em modelos consorciados com espécies pioneiras comerciais? O arranjo das linhas de plantio (linha simples ou duplas) e as características da espécie pioneira comercial influenciam tal crescimento?

2) Como a presença do eucalipto afeta o desenvolvimento da regeneração natural presente no sub-bosque e na limitação de radiação fotossinteticamente ativa (RFA) dos modelos consorciados com espécies nativas?

3) Ao adotarmos o eucalipto como espécie pioneira comercial em modelos de restauração florestal como uma alternativa para a viabilidade econômica da restauração de ecossistemas florestais, quais os impactos da colheita do eucalipto neste sistema? Considerando a dimensão dos impactos de sua colheita nas árvores nativas plantadas, na RFA, na expressão da regeneração natural e no crescimento das espécies nativas, é viável adotar o eucalipto nesses modelos?

1.2 Objetivos

Os objetivos principais deste trabalho são:

- 1) Determinar o crescimento inicial de espécies nativas madeireiras em plantios mistos com eucalipto para a restauração da Mata Atlântica;
- 2) Estimar e compreender a regeneração de espécies nativas no sub-bosque de plantios mistos de eucalipto com árvores nativas para a restauração da Mata Atlântica;
- 3) Determinar os impactos ecológicos e silviculturais da exploração de eucalipto na trajetória ecológica de plantios mistos de restauração da Mata Atlântica.

1.3 Estrutura da tese

Neste primeiro capítulo apresentamos uma introdução geral sobre os temas que envolvem os impactos do uso e da colheita do eucalipto em sistemas consorciados com espécies nativas, no contexto da restauração florestal, apresentando as principais perguntas que motivaram o desenvolvimento do trabalho e os objetivos principais da pesquisa. Por se tratar de um trabalho pioneiro neste tema, ao longo do desenvolvimento desta pesquisa lidamos com diversas perguntas básicas, porém relevantes para que fosse possível compreender melhor os efeitos do uso do eucalipto em sistemas consorciados na restauração florestal e estas perguntas foram direcionadas em três diferentes capítulos, cada um relacionado a um objetivo da tese. O capítulo final apresenta as considerações finais do trabalho a partir de uma conclusão geral baseada na síntese dos capítulos anteriores, discutindo implicações práticas dos resultados da pesquisa e sua aplicabilidade em políticas públicas.

Referências

- ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem Restoration is Now a Global Priority: Time to Roll up our Sleeves. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 3, p. 293–296, 2013.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasylva**, v. 63, n. 239, p. 41–50, 2012.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: Atualizações e ações em curso. **Natureza e Conservação**, v. 14S, p. e1–e16, 2016.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 432 p.
- CAMPOE, O. C.; STAPE, J. L.; MENDES, J. C. T. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests? **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 9, p. 1808–1814, 2010.
- CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 430 p.
- GARDNER, T. A. et al. A multi-region assessment of tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2293–2300, 2010.
- HOLL, K. D. Restoring tropical forests from the bottom up. **Science**, v. 355, n. 6324, 2017.

HOLL, K. D.; HOWARTH, R. B. Paying for Restoration. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 3, p. 260–267, set. 2000.

JOLY, C. A. et al. Biodiversity conservation research, training, and policy in São Paulo. **Science**, v. 328, n. 5984, p. 1358–1359, 2010.

KEEFE, K.; ALAVALAPATI, J. A. A.; PINHEIRO, C. Is enrichment planting worth its costs? A financial cost-benefit analysis. **Forest Policy and Economics**, v. 23, p. 10–16, 2012.

LATAWIEC, A. E. et al. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 4, p. 211–218, 2015.

MENZ, M.; DIXON, K.; HOBBS, R. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. **Science**, v. 339, n. 6119, p. 526–527, 2013.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC.: Island Press, 2005.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NAGENDRA, H. Drivers of reforestation in human-dominated forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States**, v. 104, n. 39, p. 15218 –15223, 2007.

RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.

SER. **The SER International Primer on Ecological Restoration** Society for Ecological Restoration International - Science & Policy Working Group, , 2004.

SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil ' s Forest Code. **Science**, v. 344, n. April, p. 363–364, 2014.

SUDING, K. et al. Committing to ecological restoration. **Science**, v. 348, n. 6235, p. 638–640, 2015.

2 CRESCIMENTO INICIAL DE ESPÉCIES NATIVAS MADEIREIRAS EM PLANTIOS MISTOS COM EUCALIPTO PARA A RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA

Resumo

A restauração florestal é necessária para a conservação da biodiversidade, porém é um processo caro e oneroso ao restaurador pela baixa perspectiva de retorno dos recursos investidos. A produção de madeira de espécies nativas e exóticas podem viabilizar economicamente a restauração florestal ao gerar renda pela exploração da madeira de espécies exóticas, como o eucalipto, logo nos primeiros anos do plantio e de espécies nativas em ciclos mais longos, desde que a exploração das espécies exóticas não inviabilize a exploração futura das espécies nativas. Nosso objetivo foi avaliar o crescimento de espécies nativas madeireiras em plantios mistos com eucalipto em modelos de restauração florestal na Mata Atlântica. Avaliamos o diâmetro, a altura total e a sobrevivência de indivíduos de espécies nativas plantadas em três experimentos localizados nos estados da Bahia e Espírito Santo, comparando modelos de espécies nativas consorciadas com outras espécies nativas pioneiras (sem interesse econômico), modelos de consórcio entre espécies nativas e eucalipto (arranjos de plantio em linhas simples e duplas) ou outras espécies nativas pioneiras comerciais. De maneira geral, o consórcio com o eucalipto não interferiu no desempenho silvicultural de espécies nativas madeireiras. Aos quatro anos, a sobrevivência das espécies nativas foi elevada (~90%) em todos os cenários avaliados. As variáveis sobrevivência e diâmetro não foram influenciadas pela presença do eucalipto em dois dos três sítios. Para ambas, o tratamento e a identificação da espécie foram significativos em um dos sítios avaliados. Para a altura total não houve nenhuma influência da presença do eucalipto no tratamento. Não houve diferença significativa entre os arranjos de plantio com o eucalipto (linhas simples e duplas). Na comparação entre as espécies pioneiras comerciais, as espécies nativas cresceram menos no consórcio com o eucalipto. Concluimos que o uso do eucalipto em plantios mistos com espécies arbóreas nativas exerce pouca influência no crescimento inicial de espécies nativas madeireiras em modelos de restauração ecológica na Mata Atlântica.

Palavras-chave: Recomposição florestal; Restauração florestal; Madeira nativa; Produção de madeira nativa; Crescimento diamétrico; Reserva Legal; Plantios consorciados

Abstract

Forest restoration is necessary for the conservation of biodiversity. However, it is an expensive and costly process for the landowner due to the

weak perspective of return of the resources invested. Native and exotic species timber production may make forest restoration economically viable through the generation of income from Eucalyptus exploitation in the first years after planting, and from native species in longer rotations, since the exploitation of exotic species does not impair the future exploitation of native species. Our aim was to evaluate the growth of native timber species intercropped with eucalyptus in alternative models for forest restoration in the Brazilian Atlantic Forest. We evaluated diameter, total height and survival of native species individuals in three experiments located in the states of Bahia and Espírito Santo, comparing plots of native species intercropped with pioneer native species (without future harvest), plots of native species intercropped with Eucalyptus (planted in single and double rows) and plots of native species intercropped with native pioneers of high commercial value. In general, the mixed plantation with Eucalyptus did not affect the performance of native timber species. At the age of four years, native species survival was high (~90%) in all treatments. Survival and diameter were not influenced by the presence of Eucalyptus in two out of the three sites. For both variables, treatment and species were significant in one of the experimental sites. Eucalyptus did not influence native species total height. There was no significant difference between the single rows and double rows planting design. Comparing the economic pioneer species, native pioneers grew less when mixed with Eucalyptus. We conclude that the use of Eucalyptus in intercropped plantations with native tree species exerts little influence on the initial growth of native timber species within models for the ecological restoration of the Atlantic Rainforest.

Keywords: Reforestation; Forest restoration; Native timber; Native timber production; Diameter growth; Legal Reserve; Intercropped plantations

2.1 Introdução

A história de ocupação da Mata Atlântica no Brasil está diretamente relacionada à colonização do país e à conversão das florestas em usos antrópicos do solo (DEAN, 1996; TABARELLI et al., 2010). Uma dessas portas de entrada ocorreu nas florestas da Bahia e norte do Espírito Santo – locais de estudo desta pesquisa – com a extração de madeira para o abastecimento do mercado europeu (PAULA; SOARES, 2011). A exploração da madeira do pau-brasil (*Paubrasilia echinata* (Lam.) E. Gagnon, H.C. Lima & G.P. Lewis) é um dos grandes marcos históricos da ocupação do território brasileiro – cuja madeira era muito valorizada para o tingimento na indústria têxtil – ao passo que outras espécies de madeira pesada eram almejadas pela sua alta qualidade e aplicabilidade, como nas espécies *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth. (jacarandá-da-bahia), *Handroanthus* spp. (ipês), *Aspidosperma* spp.

(perobas), *Cedrela* spp. L. (cedros), *Plathymenia foliolosa* Benth. (vinhático), *Astronium concinnum* Schott (aderno) e *Centrolobium microchaete* (Mart. ex Benth.) H.C. Lima (putumuju) (MORI et al., 1983).

É como resultado da exploração madeireira e ocupação do solo pelos centros urbanos e produção agropecuária que a Mata Atlântica apresenta atualmente cerca de apenas 12% de sua extensão original (RIBEIRO et al., 2009). A vegetação remanescente se concentra em pequenos e isolados fragmentos florestais remanescentes, sujeitos a diferentes estágios de degradação e efeitos de borda (RIBEIRO et al., 2009; TABARELLI et al., 2010; ZANINI et al., 2014) e que possuem altíssimo valor para a conservação, restringindo seu uso para a oferta de produtos madeireiros. A escassez de madeira nativa dessas florestas é observada desde meados do século XX e atualmente os grandes centros urbanos do país são abastecidos pela madeira nativa serrada oriunda da exploração das florestas amazônicas, favorecendo um ciclo predatório. Contudo, tem sido observada uma redução do desmatamento das florestas tropicais no mundo, incluindo no Brasil (KEENAN et al., 2015; NEPSTAD et al., 2009), o que, por um lado, é muito positivo para a conservação da biodiversidade nestas florestas, também indica uma perspectiva de menor oferta futura de madeira nativa disponível no mercado (considerando-se o grande consumo de madeira oriunda de desmatamento ilegal). Assim, a produção de madeira nativa próxima aos mercados consumidores surge como uma iniciativa muito promissora (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015), principalmente quando associada aos esforços para a restauração ecológica de ecossistemas florestais degradados, que representam outra demanda de suma importância nessas regiões (CALMON et al., 2011; RODRIGUES et al., 2011).

O desenvolvimento de modelos e a seleção de espécies para plantações mistas de espécies nativas voltadas para a produção de madeira é um desafio contínuo e uma oportunidade para a silvicultura tropical (CALVO-ALVARADO; ARIAS; RICHTER, 2007) e tem se destacado como uma alternativa promissora para a restauração florestal, principalmente quando associada à provisão de madeira para o mercado consumidor. Estudos demonstram que essas plantações são uma das opções mais viáveis para a restauração de paisagens degradadas em grandes extensões (CHAZDON, 2008; LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005; MONTAGNINI; FANZERES; VINHA, 1995; PLATH et al., 2011) e podem representar um uso do solo capaz de equilibrar a produção agropecuária com a conservação florestal (PRYDE et al.,

2015) levando à diversificação da propriedade e dos ciclos de produção (KELTY, 2006). Isso porque as áreas destinadas à restauração são muitas vezes áreas de baixa aptidão agrícola, nas quais a possibilidade de geração de renda em áreas que já deveriam ser restauradas para o cumprimento da legislação brasileira passa a ser um grande incentivo.

Têm surgido nos últimos anos iniciativas voltadas ao uso comercial de espécies nativas, tanto em plantações florestais (HALL et al., 2011) como em agroflorestas ou sistemas silvopastoris (GAREN et al., 2009). Contudo, se por um lado esse movimento surge como uma estratégia eficiente, por outro, existe uma carência ampla de conhecimento a respeito da silvicultura das espécies nativas tropicais (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; BUTTERFIELD; FISHER, 1994; CALVO-ALVARADO; ARIAS; RICHTER, 2007). Adicionalmente, a maioria das espécies nativas de madeira de maior valor de mercado demandam ciclos de produção longos e muito variáveis às condições de sítio (SILVA, 2013). Essa falta de conhecimento dificulta o planejamento dos modelos de implantação do ponto de vista silvicultural e econômico, na medida em que dificulta o estabelecimento de previsões seguras sobre os ciclos de produção, tempo de retorno econômico e custos de manutenção e manejo.

Para mitigar essas deficiências, o plantio consorciado de espécies nativas com espécies de crescimento rápido e já tradicionalmente empregadas na silvicultura comercial torna-se necessária. Com isso surgiu o conceito de “espécies pioneiras comerciais” que podem ser definidas como espécies nativas ou exóticas, de crescimento rápido e produção em curto prazo que podem ser introduzidas no modelo de restauração florestal com o objetivo de gerar renda nos primeiros anos do projeto, auxiliando na amortização dos custos de implantação. Assim, o eucalipto surge como um grupo de destaque no contexto das espécies pioneiras comerciais, dado o rápido crescimento, baixo custo da muda, grande oferta de material genético adaptado a diversas condições climáticas, alto nível de conhecimento sobre sua silvicultura e de mercado consumidor já bem estabelecido. O uso do eucalipto em plantações mistas com espécies nativas também tem sido discutido como uma proposta para maximizar a produtividade e melhorar os serviços das plantações florestais (ERSKINE; LAMB; BRISTOW, 2006; TURNBULL, 1999; ZHANG; FU, 2009).

Outras espécies nativas, porém, já foram implantadas por meio deste conceito, como o guapuruvu (*Schizolobium parahyba* (Vell.)), para a produção de madeira laminada

em cerca de cinco anos; a pimenta-rosa (*Schinus terebinthifolius* Raddi), para a produção de frutos a serem utilizados como condimentos (com potencial para exportação) em apenas dois anos; e o cajá-do-mato (*Spondias venulosa* (Engl.) Engl.), com produção de frutos para polpa e madeira para caixotaria), as quais apresentam grande potencial de sucesso em consórcios com espécies nativas.

Por fim, vale ressaltar que esse cenário de produção de madeira nativa em sistemas consorciados deve ser compreendido, no âmbito da Reserva Legal, sob o conceito da conservação da biodiversidade e dos recursos ecossistêmicos através do uso “sustentável” das florestas em processo de restauração, obtendo-se os produtos florestais madeireiros e não madeireiros por um período de tempo pré-determinado, enquanto os atributos ecológicos e funcionais se restabelecem na área manejada pela dinâmica da sucessão ecológica. Assim, para garantir a viabilidade ecológica dos plantios, é fundamental contar com uma elevada diversidade de espécies nativas regionais e adotar um manejo de baixo impacto, aliando os objetivos da produção de madeira aos da restauração florestal (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o crescimento inicial de espécies nativas de interesse madeireiro plantadas em diferentes modelos de restauração florestal na Mata Atlântica costeira do Brasil, analisando os efeitos da presença do eucalipto, do arranjo das linhas de plantio nos modelos de consórcio entre espécies nativas e eucalipto e o tipo de espécie pioneira comercial no crescimento de espécies nativas de potencial madeireiro. Baseados nesse objetivo, buscamos responder às seguintes perguntas:

- i) Qual a influência do consórcio com espécies pioneiras comerciais no crescimento diamétrico, altura total e sobrevivência das espécies nativas de interesse madeireiro?
- ii) Qual a influência do consórcio com eucalipto em linhas simples ou linhas duplas no crescimento diamétrico das espécies nativas de interesse madeireiro?
- iii) Qual a influência de diferentes espécies pioneiras comerciais (nativas e exóticas) no crescimento diamétrico das espécies nativas de interesse madeireiro?

2.2 Material e métodos

2.2.1 Áreas de estudo

Este estudo foi desenvolvido em três diferentes localidades (Figura 1) nos estados do Espírito Santo (município de Aracruz) e Bahia, nas regiões do Baixo Sul (município de Igrapiúna) e Extremo Sul (município de Mucuri). Todas as áreas de estudo correspondem a experimentos florestais, implantados em campo, em parceria com instituições do setor florestal e ambiental e o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, e que buscam compreender a dinâmica ecológica e silvicultural da produção de madeira nativa no contexto da restauração florestal. Estes experimentos adotaram modelos de restauração florestal que consorciavam espécies nativas de potencial de produção de madeira serrada com espécies pioneiras comerciais ou apenas com espécies nativas sem interesse comercial.

Figura 1 - Localização das áreas de estudo nos estados da Bahia (municípios de Igrapiúna e Mucuri) e Espírito Santo (município de Aracruz).

O experimento de Igrapiúna – BA está localizado no interior das Fazendas Reunidas Vale do Juliana (FRVJ) (13,91°S, 39,34°O), a 352 m de altitude, sendo os solos da região classificados como Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos de textura argilosa (PÉREZ et

al., 2013). O clima é classificado como Af (clima tropical úmido ou superúmido - Köppen, sem estação seca, e com temperatura média do mês mais quente superior a 18°C), com precipitação média de 2.022 mm anuais bem distribuída ao longo do ano e temperatura média anual de 25°C (ALVARES et al., 2013). O Baixo Sul baiano apresenta uma cobertura florestal moderada, estando a FRVJ inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) do Pratigi, cuja cobertura florestal atinge 35,6%, equivalendo-se à área ocupada pela agricultura (36,7%) (LOPES; MOREAU; MORAES, 2011). A vegetação predominante é constituída por remanescentes de Floresta Ombrófila Densa Submontana e Montana do bioma Mata Atlântica (IBGE, 2012).

A área de estudo em Mucuri – BA se localiza na região Extremo Sul da Bahia, nas proximidades da divisa com o Espírito Santo (18,07°S, 39,91°O), a 91 m de altitude. O solo da região é classificado como Podzólico Vermelho-Amarelo (EMBRAPA; SUDENE, 1973) e o clima é do tipo Af (clima tropical úmido ou superúmido - Köppen, sem estação seca, e com temperatura média do mês mais quente superior a 18°C), com precipitação média anual de 1.413 mm, concentrada entre os meses de outubro e abril, e temperatura média anual de 23,9°C (ALVARES et al., 2013). A vegetação regional é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012) e se insere no contexto da cultura do eucalipto como matriz predominante na ocupação do solo.

O experimento de Aracruz – ES se localiza no distrito de Riacho (19,73°S, 40,09°O) a 22 m de altitude. O solo da área experimental foi classificado como Argissolo Amarelo típico, de baixa fertilidade natural (Plano de Manejo Florestal Unidade Aracruz – Fibria, dados não publicados). O clima da região é classificado como Aw (clima tropical com inverno seco - Köppen), com temperatura média de 23,4°C e precipitação média de 1.304 mm anuais, com chuvas concentradas entre outubro e março (ALVARES et al., 2013). A vegetação é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012; VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991), sendo o cultivo de eucalipto o uso do solo predominante na região.

2.2.2 Delineamento experimental

Todas as áreas de estudo adotaram delineamentos em blocos ao acaso e abordaram tratamentos que comparam: a) modelos exclusivos de espécies nativas com espécies iniciais para recobrimento da área e espécies potenciais para a produção de

madeira serrada; e b) modelos de consórcio entre espécies nativas com potencial de produção de madeira serrada e espécies pioneiras comerciais. As espécies nativas foram classificadas em grupos de plantio (espécies de recobrimento, de crescimento moderado e crescimento lento) e as linhas de plantio destes grupos foram intercaladas de modo com que as linhas de espécies de recobrimento ou pioneira comercial favorecessem o crescimento das linhas de espécies de crescimento moderado e lento pelo sombreamento precoce e rápida cobertura do solo. A sequência de espécies nativas nas linhas de plantio de cada grupo sucessional manteve-se a mesma entre todos os tratamentos de cada experimento, sendo possível avaliar o efeito da espécie pioneira no crescimento das espécies nativas de cada área.

O manejo silvicultural dos plantios foi similar, com adubação de base e cobertura de acordo com as necessidades de cada solo (mesma formulação para espécies nativas e eucalipto), controle de plantas daninhas com pulverização de glifosate e controle de formigas cortadeiras com iscas inseticidas.

2.2.2.1 Igrapiúna (IGR)

O experimento de Igrapiúna (IGR) foi implantado em julho de 2011. Cada parcela é composta por 180 plantas, em espaçamento 2 x 3 m (1.667 indivíduos por hectare), sendo adotada uma bordadura simples, o que resulta em parcelas efetivas de 780 m² com 130 indivíduos. Foram plantadas 31 espécies nativas de diferentes grupos funcionais (ANEXO A) e quatro clones de eucalipto sendo dois clones de *Eucalyptus urophylla* (I144 e H15 com incremento médio anual – IMA – de 62,1 e 44,9 m³.ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente, aos 3,5 anos) e dois híbridos de *E. urophylla* x *E. grandis* (HC1528 e I224 com IMA de 37,4 e 83,1 m³.ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente, aos 3,7 anos). Os clones foram distribuídos de forma sistemática nas linhas de plantio de modo a sempre repetir a mesma posição em cada grupo de duas linhas. O delineamento experimental consiste de blocos casualizados com dois tratamentos e seis repetições havendo o sorteio aleatório da posição dos tratamentos nos blocos. Os tratamentos adotados em IGR são: a) espécies nativas com alta diversidade de espécies pioneiras; e b) espécies nativas e eucalipto.

2.2.2.2 Mucuri (MUC)

A área experimental de Mucuri (MUC) foi implantada em maio de 2012. Cada parcela é composta por 240 indivíduos, com bordadura dupla, o que resulta em 120 árvores por parcela efetiva de 1.080 m² sendo utilizado o espaçamento 3 x 3 m, resultando na densidade de 1.111 indivíduos por hectare. Foram plantadas 42 espécies nativas (ANEXO B) dentre as quais três espécies foram adotadas como pioneiras comerciais (*Schinus terebinthifolius* Raddi, *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake e *Spondias venulosa* (Engl.) Engl.) e para o eucalipto foi implantado o clone BA7346, um híbrido de *Eucalyptus urophylla* desenvolvido pela Suzano Papel e Celulose. O experimento tem delineamento em blocos casualizados, com cinco tratamentos e quatro repetições, com posição aleatória dos tratamentos nos blocos. Os tratamentos de MUC são: a) Espécies nativas com alta diversidade de espécies pioneiras; b) espécies nativas e eucalipto como espécie pioneira comercial para uso da madeira como celulose; c) espécies nativas e aroeira-pimenteira (*S. terebinthifolius*) como espécie pioneira comercial para manejo de frutos; d) espécies nativas e guapuruvu (*S. parahyba*) como espécie pioneira comercial para uso da madeira; e) espécies nativas e cajá (*S. venulosa*) como espécie pioneira comercial para manejo de frutos.

2.2.2.3 Aracruz (ARA)

O experimento de Aracruz (ARA) foi implantado em junho de 2011. Cada parcela é composta por 240 indivíduos, sendo adotada uma bordadura dupla, o que resulta em 120 indivíduos na parcela efetiva de 1.080 m². O espaçamento adotado foi o de 3 x 3 m, tanto para as espécies nativas como para o eucalipto, resultando em 1.111 indivíduos por hectare. Foram plantadas 40 espécies nativas (ANEXO C) e para o eucalipto foi adotado o clone 6437, um híbrido de *E. grandis* x *E. urophylla*, desenvolvido pelo programa de melhoramento genético da Fibria, com uso adequado para celulose. Foi adotado o delineamento em blocos casualizados com três tratamentos e cinco repetições, sendo sorteada a posição da parcela no bloco. Os tratamentos abordados em ARA são: a) espécies nativas com alta diversidade de espécies pioneiras; e b) espécies nativas e eucalipto plantados em linhas simples; c) espécies nativas e eucalipto plantados em linhas duplas.

2.2.3 Coleta de dados

Avaliamos o crescimento dos indivíduos plantados nas três áreas de estudo mediante a coleta de dados de circunferência à altura do peito (CAP), altura total e mortalidade de todos os indivíduos presentes nas parcelas efetivas dos tratamentos. Os CAPs foram mensurados com fita graduada e para a altura total foram utilizados clinômetros eletrônicos (Haglöf ECII Eletronic para as áreas IGR e MUC e Haglöf Vertex IV Ultrasonic Hypsometer para ARA). Classificamos as árvores como vivas, mortas e dominadas (indivíduos com altura total menor que 1,30 m) e mensuramos o CAP de todos os indivíduos classificados como vivos. A partir desta classificação, foi possível calcular a sobrevivência dos indivíduos plantados em todos os tratamentos.

Para os indivíduos com múltiplos fustes, mensuramos até cinco fustes, selecionando os maiores. Convertemos os dados de CAP em diâmetro à altura do peito (DAP), assumindo a forma circular dos troncos. Para os indivíduos com múltiplos fustes, foi calculado o diâmetro equivalente (DAP_{eq}) de cada árvore (Equação 1), que permite comparações precisas entre árvores com fustes simples e múltiplos (MACKDICKEN; WOLF; BRISCOE, 1991; NUNES, 2013).

$$DAP \text{ equivalente} = \sqrt{d_1^2 + d_2^2 + \dots + d_n^2} \quad (\text{Equação 1})$$

Para a avaliação do crescimento inicial de espécies nativas com potencial de produção de madeira no contexto de plantios consorciados e com aproveitamento econômico, foram selecionadas cinco espécies (Tabela 1). Todas são espécies nativas regionais, produzem madeira de boa qualidade quando encontradas em florestas naturais e foram implantadas nas três áreas de estudo, em todos os tratamentos avaliados. Para esta análise, foram coletados dados entre outubro e dezembro de 2015 (ARA aos 4,3 anos e IGR aos 4,2 anos, respectivamente) e maio de 2016 (MUC aos 4 anos).

Tabela 1 – Espécies nativas com potencial de produção de madeira selecionadas para avaliação do crescimento inicial em diferentes modelos de restauração florestal.

Nome científico	Nome popular	Sigla	Família - Subfamília
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Angico-curtidor	ACT	Fabaceae - Mimosoideae
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) E. Gagnon, H.C. Lima & G.P. Lewis	Pau Brasil	PBR	Fabaceae - Caesalpinoideae
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	JAT	Fabaceae - Caesalpinoideae
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Sapucaia	SAP	Lecythidaceae
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Angico-canjiquinha	ACJ	Fabaceae - Caesalpinoideae

No experimento de Aracruz (ARA), realizamos medições anuais no período entre março de 2013 e abril de 2016 (1,6 a 4,3 anos). Com os dados de incremento em diâmetro e em altura total avaliamos a influência do modelo de consórcio entre linhas simples e linhas duplas no crescimento das espécies nativas. Neste caso, foram consideradas todas as espécies nativas plantadas que ocorriam em todos os tratamentos e que apresentaram uma abundância mínima entre os tratamentos. Ainda com os dados de DAP, avaliamos o efeito da espécie pioneira comercial no crescimento das espécies nativas no experimento de Mucuri (MUC). Os dados foram coletados em maio de 2016, no quarto ano de crescimento das árvores e comparamos o crescimento das espécies nativas de todos os grupos funcionais nos tratamentos adotados.

2.2.4 Análise dos dados

Os valores de DAP foram transformados em seus valores logaritmizados (base natural) para que seguissem uma distribuição mais próxima da distribuição normal. Para os valores de Altura (H), foram utilizados os valores brutos coletados (distribuição normal). Para sobrevivência (S) utilizamos ajuste de modelos de distribuição dos dados, assumindo a distribuição Binomial executando modelos lineares generalizados para a distribuição Binomial (indivíduo vivo ou morto), e seus correspondentes da distribuição Normal.

Os fatores “tratamentos” e “identificação das espécies” foram utilizados como variáveis explicativas, onde o modelo de melhor ajuste foi escolhido utilizando Critério de Akaike (AIC), comparando modelos que levam em consideração a interação entre as variáveis explicativas e aqueles sem interação. O modelo selecionado foi aquele que apresentou o menor AIC e a diferença entre modelos foi considerada significativa quando a diferença entre AIC (ΔAIC) era maior do que 2.

Para estabelecer se há diferenças entre os tratamentos do sítio de Aracruz (modelos de consórcio em linhas simples, consórcio em linhas duplas e somente com espécies nativas), o diâmetro médio foi calculado com base em dezesseis espécies nativas (não pioneiras e com algum potencial madeireiro) comuns a todos os tratamentos e que apresentaram abundâncias suficientes entre os tratamentos e entre os períodos avaliados (3,2, 4,3 e 4,8 anos). Foram realizadas ANOVAs de medidas repetidas a partir de modelos mistos, onde o número do indivíduo (identificação) foi considerado um fator aleatório e os fatores fixos foram tratamento (arranjo do plantio), tempo e a interação entre esses dois fatores.

Para avaliar o efeito da espécie pioneira comercial no desenvolvimento das espécies nativas, na área de estudo de Mucuri-BA, foram selecionadas as espécies comuns a todos os tratamentos e que apresentassem abundância suficiente ($N > 5$) em todos os tratamentos, sendo testados e adotados os modelos pelos critérios mencionados.

A homocedasticidade dos dados e a homogeneidade da variância dos resíduos da regressão foram verificadas visualmente. Quando diferenças significativas entre as variâncias (ANOVA com $p < 0,05$) foram encontradas, foi utilizado como teste post hoc o teste HSD (*Honest Significant Differences*) de Tukey para verificar quais fatores que se diferenciaram entre si, quando não havia interação entre os fatores, observando somente as diferenças para os fatores analisados. Quando os fatores apresentavam interação entre si foram realizados testes de contrastes das interações, sendo estas análises realizadas com o auxílio dos pacotes phia (ROSARIO-MARTINEZ, 2015) e lme4 (BATES et al., 2015) para ambiente R (R CORE TEAM, 2014).

2.3 Resultados

2.3.1 Sobrevivência e crescimento das espécies nativas madeireiras

A sobrevivência das espécies nativas de interesse madeireiro foi elevada nas três áreas de estudo (~90% de árvores vivas aos 4 anos de plantio) e não diferiu entre os tratamentos em ARA e MUC (Tabela 2). No entanto, a mortalidade foi maior em IGR no consórcio com eucalipto (7,62% dos indivíduos plantados) em comparação ao consórcio com espécies nativas pioneiras (0,99% dos indivíduos plantados), havendo influência também da

identificação da espécie (Tabela 2). Nos demais sítios, a identificação da espécie foi a única variável preditora da sobrevivência (Tabela 2). As espécies *C. echinata*, *H. courbaril* e *L. pisonis* apresentaram crescimento reduzido aos quatro anos de idade ($\sim$ DAP < 5 cm) e, no geral, inferior ao de *A. peregrina* e *P. dubium* (Figura 2), que apresentaram crescimento lento (DAP 4-6 cm em IGR) a moderado (DAP 7-12 cm em ARA e MUC). No entanto, o consórcio com eucalipto não interferiu no crescimento diamétrico e na altura total dessas espécies em nenhuma área de estudo (Tabela 2). Estas variáveis diferiram entre as espécies em ARA e MUC, e em IGR foi selecionado o modelo que associa tratamento e identificação da espécie para crescimento diamétrico (Δ AIC=0,67 para $\ln$ DAP), ao passo que não houve interação entre esses fatores (Tabela 2).

Tabela 2 – Seleção de modelos de acordo com Critério de Informação de Akaike (AIC) para a investigação do efeito dos tratamentos e da identificação das espécies sobre os resultados finais de $\ln$ DAP (diâmetro equivalente), H (altura total) e sobrevivência nos sítios implantados nas três áreas de estudo (Aracruz-ES, Mucuri-BA e Igrapiúna-BA). Os números em negrito indicam o modelo escolhido (menor valor de AIC ou quando Δ AIC < 2 para diferentes modelos ou aquele que foi mais parcimonioso).

Sítio	Resposta	Δ AIC			
		Tratamento	Espécie	Espécie + Tratamento	Com interação*
Aracruz	$\ln$ DAP	134,11	0,76	0	6,34
	H	117,31	0	1,49	9,27
	Sobrevivência	p-valor >0,10**	0,57	0	4,13
Mucuri	$\ln$ DAP	64,30	0,7	0	5,56
	H	80,14	0	0,08	4,61
	Sobrevivência	p-valor >0,10**	0	0,8	8,8
Igrapiúna	$\ln$ DAP	55,07	2,64	0,67	0
	H	NA	NA	NA	NA
	Sobrevivência	p-valor <0,05**	4,04	0	5,62

*Interação: considera-se que o efeito de uma variável preditora na variável resposta é modificado pela interação da outra variável preditora, ou seja, a influência da identificação da espécie é diferente quando está sendo plantada em tratamentos diferentes;

**Foi realizado um teste exato de Fisher.

Figura 2 – Comparação de diâmetros entre o modelo de consórcio entre espécies nativas e eucalipto (Eucalipto) e o modelo composto por espécies nativas (Nativa) para as cinco espécies madeireiras implantadas nos sítios de Aracruz-ES (ARA), Mucuri-BA (MUC) e Igrapiúna-BA (IGR). Letras referem-se a semelhanças ou diferenças entre as espécies avaliadas, testadas pelo teste HSD de Tukey ($\alpha=0,05$). ACJ = *Peltophorum dubium*; ACT = *Anadenanthera peregrina*; JAT = *Hymenaea courbaril*; PBR = *Paubrasilia echinata*; SAP = *Lecythis pisonis*.

2.3.2 Influência do consórcio com eucalipto em linhas simples ou linhas duplas

O crescimento diamétrico médio das dezesseis espécies nativas avaliadas em ARA não foi influenciado pelo tipo de consórcio com eucalipto (linha simples ou dupla), bem como pelo tempo de crescimento e sua interação com tipo de consórcio (Figura 3; ver crescimento por espécie em Apêndice A).

Figura – Crescimento diamétrico logaritimizado (log DAP) de dezesseis espécies nativas plantadas nos tratamentos implantados em Aracruz – ES.

2.3.3 Influência do consórcio com eucalipto e espécies pioneiras comerciais nativas

O crescimento diamétrico médio das oito espécies nativas madeireiras avaliadas em MUC foi um pouco inferior no consórcio com eucalipto em comparação com as espécies nativas madeireiras ($p < 0,01$), que não diferiram entre si (Figura 4). Houve interação entre espécie e tratamento ($AIC = 686,5$). As espécies apresentaram crescimento bastante distinto entre si, evidenciando aptidões distintas para a produção de madeira (Apêndice B).

Figura 3 – Efeito da espécie pioneira comercial (aroeira-pimenteira, cajá, eucalipto, guapuruvu e mix de espécies nativas) no diâmetro à altura do peito (DAP) de oito espécies nativas madeireiras implantadas em Mucuri-BA. Letras referem-se a semelhanças ou diferenças entre os tratamentos identificadas pelo teste HSD de Tukey ($\alpha=0,05$).

2.4 Discussão

O consórcio com eucalipto não interferiu, de forma geral, no desempenho silvicultural de espécies nativas madeireiras, quando comparado ao consórcio com espécies nativas pioneiras. Tais resultados demonstram o potencial da proposta de uso do eucalipto para a geração de receitas nos primeiros anos dos projetos de restauração florestal, permitindo a amortização parcial ou total dos custos de implantação e manutenção dos plantios. Embora o crescimento médio das espécies nativas madeireiras tenha sido um pouco inferior no consórcio com eucalipto em comparação com os consórcios com espécies nativas pioneiras comerciais, o volume superior de madeira produzido pelo eucalipto justificaria seu uso em detrimento das espécies nativas. Os benefícios econômicos oriundos do uso dessa abordagem não parecem comprometer, pelo menos nos primeiros anos de plantio, a viabilidade de exploração futura de espécies nativas madeireiras em ciclos mais longos de produção. Assim, não encontramos evidências de que consórcios com eucalipto para a recomposição da Reserva Legal prejudiquem o desenvolvimento de espécies nativas madeireiras, pelo menos em comparação com o consórcio convencional de espécies madeireiras/tardias com espécies pioneiras de plantios de restauração florestal.

Considerando as características de rápido crescimento das espécies/clones de eucalipto, esperávamos que o consórcio com eucalipto prejudicaria a sobrevivência e crescimento das espécies nativas madeireiras em função do maior sombreamento nos primeiros anos de plantio, além de uma possível alelopatia do eucalipto, muito discutida em trabalhos acadêmicos (BAOHANTA et al., 2012; GARECA et al., 2007; THIJS et al., 2014; ZHANG; FU, 2009). Foi observado, no entanto, que o crescimento em altura das espécies nativas madeireiras independe da composição de espécies no modelo e que o fator tratamento apenas foi significativo quando associado com o fator espécie em um dos sítios avaliados (IGR), onde a presença do eucalipto reduziu o crescimento diamétrico e a sobrevivência das espécies nativas. O padrão diferenciado da área de estudo de Igrapiúna-BA pode ter relação com a maior densidade de plantio, com as condições climáticas e/ou o material genético do eucalipto plantado. Dentre os sítios avaliados, IGR é o mais chuvoso (cerca de 2.000 mm anuais) e adotou clones com índices de crescimento acima da média nacional e maior que o observado nos demais sítios – um deles com IMA maior que 80 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, o dobro da média nacional (ABRAF, 2013) –, o que pode ter contribuído para uma maior competição entre o eucalipto e as espécies nativas nessa área.

O tipo de arranjo de plantio de eucalipto nos modelos de consórcio (em linhas simples ou duplas) também não influenciou o crescimento diamétrico das espécies nativas madeireiras. Esperávamos que o arranjo em linhas simples resultasse em menor crescimento das espécies nativas, em virtude da maior competição por luz entre nativas e eucalipto. Como o eucalipto cresce muito mais rápido em altura que as nativas, o plantio em linhas duplas poderia aumentar a competição entre os indivíduos de eucalipto e diminuir a competição desses indivíduos com os de espécies nativas. No entanto, o plantio em linhas duplas não proporcionou este efeito, o qual poderia ser eventualmente observado em faixas mais amplas. O plantio do eucalipto em faixas mais largas poderia, além de reduzir a competição com as espécies nativas, facilitar a colheita da madeira, maximizando o rendimento operacional e reduzindo os impactos da queda e arraste de árvores nas espécies nativas de faixas vizinhas (Capítulo 4). No entanto, desconhece-se a existência de experimentos que tenham testado faixas mais amplas de eucalipto em consórcios com espécies nativas. Como a Lei de Proteção da Vegetação Nativa autoriza o consórcio com espécies exóticas em até 50% da área para a recomposição da Reserva Legal e recuperação de Áreas de Preservação Permanente de propriedades rurais com até quatro módulos fiscais

de área, mas sem especificar como os 50% da área ocupada por exóticas deve ser distribuída no espaço (BRANCALION et al., 2016), tornam-se necessárias pesquisas adicionais sobre essa temática para dar suporte à regulamentação desse dispositivo legal.

Corroborando nossas expectativas, o consórcio com eucalipto reduziu mais o crescimento das espécies nativas madeireiras em comparação com os consórcios com espécies nativas pioneiras comerciais (cajá, aroeira-pimenteira e guapuruvu). No entanto, a redução de crescimento no consórcio com eucalipto foi apenas um pouco menor e, se considerado que o eucalipto produziu um volume muito superior de madeira que as demais espécies nativas pioneiras comerciais, conclui-se que o uso de eucalipto pode se mostrar mais vantajoso economicamente. Como a demanda das árvores por água é proporcional ao ritmo de crescimento, e em 2015 e 2016 choveu metade (520-530 mm) do volume dos dois anos anteriores (~1040 mm) (SUZANO PAPEL E CELULOSE, dados não publicados), a maior competição por água com o eucalipto pode ter sido a principal responsável por este resultado.

Apesar da ausência de interferência negativa do consórcio com espécies pioneiras comerciais, incluindo o eucalipto, no crescimento das espécies madeireiras nativas, estas espécies cresceram muito lentamente em todas as situações. O crescimento dessas espécies pode ter sido limitado pelo sombreamento promovido pelas espécies com maior velocidade de crescimento, como o eucalipto, espécies nativas pioneiras comerciais e espécies pioneiras não comerciais usadas nos plantios convencionais. Assim, as espécies nativas de interesse madeireiro avaliadas neste estudo devem ter sido dominadas pelas demais espécies de crescimento rápido, justificando o baixo incremento diamétrico ao longo do experimento (SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987). A estagnação do crescimento em inventários sucessivos no sítio ARA reforça esta tese. Embora estas espécies madeireiras sejam de intermediárias a finais da sucessão e tolerem diferentes níveis de sombreamento, o crescimento delas pode ser muito lento em condições de sombreamento excessivo (SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987), justificando experimentos que testem o desempenho silvicultural dessas espécies com menores níveis de sombreamento. No entanto, pode haver um *trade-off* entre velocidade de crescimento e qualidade do fuste: em maiores disponibilidades de radiação, as árvores nativas madeireiras devem crescer mais, mas devem também apresentar maiores níveis de bifurcação e ramificação, ao passo que em condições de sombreamento essa

condição deve se inverter (SILVA, 2013). Há duas potenciais soluções para esse *trade-off*. A primeira consiste em escolher espécies com crescimento mais monopodial, cultivá-las em condição de maior irradiância (e.g. sem a companhia de espécies de crescimento mais rápido que possam dominá-las) e podar galhos e ramos indesejáveis. A segunda consiste em consorciar as espécies nativas madeireiras com espécies de crescimento rápido para fomentar a produção de fustes menos bifurcados e tortuosos, mas aumentar progressivamente a incidência de irradiação nas árvores de interesse por meio do desbaste de galhos ou indivíduos das espécies sombreadoras. Contudo, tais abordagens precisam ainda serem testadas experimentalmente antes de serem adotadas em plantios comerciais.

Diante disso, concluímos que o uso do eucalipto em plantios mistos com espécies arbóreas nativas exerce pouca influência no crescimento inicial de espécies nativas madeireiras em modelos de restauração da Mata Atlântica. É de suma importância, no entanto, que sejam realizados novos monitoramentos nas áreas experimentais a fim de realizar um acompanhamento a longo prazo do desenvolvimento das comunidades nas áreas de estudo. Vale lembrar que o uso de espécies exóticas em áreas em processo de restauração florestal é autorizado pela legislação ambiental brasileira, ainda que não haja base de conhecimento suficiente para embasar tal medida. Dessa maneira, faz-se necessário expandir estudos dessa natureza para dar suporte não apenas à devida regulamentação da legislação, mas também para diminuir os riscos ambientais associados à adoção desses novos modelos silviculturais por agricultores.

Referências

ABRAF - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS. **Anuário Estatístico ABRAF 2013 ano base 2012**. Brasília: ABRAF, 2013. 148 p.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

BAOHANTA, R. et al. Restoring native forest ecosystems after exotic tree plantation in Madagascar: combination of the local ectotrophic species *Leptolena bojeriana* and *Uapaca bojeri* mitigates the negative influence of the exotic species *Eucalyptus camaldulensis* and *Pinus pat.* **Biological Invasions**, v. 14, p. 2407–2421, 2012.

BATES, D. et al. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1–48, 2015.

BRANCALION, P. H. S. et al. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: Atualizações e ações em curso. **Natureza e Conservacao**, v. 14S, p. e1–e16, 2016.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

BUTTERFIELD, R. P.; FISHER, R. F. Untapped potential: native species for reforestation. **Journal of Forestry**, v. 92, n. 6, p. 37–40, 1994.

CALMON, M. et al. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154–158, 2011.

CALVO-ALVARADO, J. C.; ARIAS, D.; RICHTER, D. D. Early growth performance of native and introduced fast growing tree species in wet to sub-humid climates of the Southern region of Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v. 242, p. 227–235, 2007.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458–1460, 2008.

DEAN, W. **A ferro e fogo a história e a devastação da mata atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

EMBRAPA; SUDENE. **Mapa Exploratório - Reconhecimento de solos do município de Mucuri, BA**. Recife: Embrapa Solos, UEP Recife, 1973. Disponível em: <<http://www.uep.cnps.embrapa.br/solos/index.php?link=ba>>

ERSKINE, P. D.; LAMB, D.; BRISTOW, M. Tree species diversity and ecosystem function: Can tropical multi-species plantations generate greater productivity? **Forest Ecology and Management**, v. 233, n. 2–3, p. 205–210, 2006.

GARECA, E. E. et al. Regeneration patterns of *Polylepis subtusalbida* growing with the exotic trees *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* at Parque Nacional Tunari, Bolivia. **Plant Ecology**, v. 193, p. 253–263, 2007.

GAREN, E. J. et al. An evaluation of farmers' experiences planting native trees in rural Panama: Implications for reforestation with native species in agricultural landscapes. **Agroforestry Systems**, v. 76, n. 1, p. 219–236, 2009.

HALL, J. S. et al. Tree plantations on farms: Evaluating growth and potential for success. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1675–1683, 2011.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. 275 p.

KEENAN, R. J. et al. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 9–20, 2015.

KELTY, M. J. The role of species mixtures in plantation forestry. **Forest Ecology and Management**, v. 233, n. 2–3, p. 195–204, 2006.

LAMB, D.; ERSKINE, P.; PARROTTA, J. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628–1632, 2005.

LOPES, N. S.; MOREAU, M. S.; MORAES, M. E. B. Análise da paisagem com base na fragmentação - Caso APA Pratigi, Baixo Sul da Bahia, Brasil. **Revista Eletrônica do PRODEMA**, p. 53–67, 2011.

MACKDICKEN, K. G.; WOLF, G. V.; BRISCOE, C. B. **Standard research methods for multipurpose trees and shrubs**. Little Rock: Winrock International Institute for Agricultural Development, Forestry/Fuelwood Research and Development Project, 1991.

MONTAGNINI, F.; FANZERES, A.; VINHA, S. G. DA. The potencial of 20 indigenous tree species for soil rehabilitation in the Atlantic forest region of Bahia, Brazil. **Journal of Applied Ecology**, v. 32, p. 841–856, 1995.

MORI, S. A. et al. Southern Bahian moist forests. **The Botanical Review**, v. 49, n. 2, p. 155–232, 1983.

NEPSTAD, D. et al. The end of deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 326, n. 5958, p. 1350–1351, 2009.

NUNES, M. H. **Stem profile modeling in Cerrado and tropical forests formations in Brazil**. 116 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

PAULA, A. DE; SOARES, J. J. Estrutura horizontal de um trecho de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas na Reserva Biológica de Sooretama, Linhares, ES. **Floresta**, v. 41, n. 2, p. 321–334, 2011.

PÉREZ, D. V. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos 3ª edição revista e ampliada**. Brasília: EMBRAPA, 3ª ed., 2013. 353 p.

PLATH, M. et al. Establishment of native tropical timber trees in monoculture and mixed-species plantations: Small-scale effects on tree performance and insect herbivory. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 3, p. 741–750, 2011.

PRYDE, E. C. et al. Conservation of tropical forest tree species in a native timber plantation landscape. **Forest Ecology and Management**, v. 339, p. 96–104, 2015.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Viena R Foundation for Statistical Computing, 2014. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141–1153, 2009.

RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.

ROSARIO-MARTINEZ, H. DE. **phia-package: Post-Hoc Interaction Analysis**, 2015.

SILVA, C. C. **Potencial de espécies nativas para a produção de madeira serrada em plantios de restauração florestal**. 99 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, n. 4, p. 359–366, 1987.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2328–2340, 2010.

THIJS, K. W. et al. Contrasting cloud forest restoration potential between plantations of different exotic tree species. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 4, p. 472–479, 2014.

TURNBULL, J. W. Eucalypt plantations. **New Forests**, v. 17, p. 37–52, 1999.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1991.

ZANINI, K. J. et al. Atlantic rain forest recovery: Successional drivers of floristic and structural patterns of secondary forest in Southern Brazil. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 4, p. 1056–1068, 2014.

ZHANG, C.; FU, S. Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1391–1396, 2009.

3 REGENERAÇÃO DE ESPÉCIES NATIVAS NO SUB-BOSQUE DE PLANTIOS MISTOS DE EUCALIPTO COM ÁRVORES NATIVAS PARA A RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA

Resumo

O principal objetivo das intervenções de restauração florestal é facilitar os processos de regeneração natural, de forma a resultar no restabelecimento de um ecossistema nativo que se autossustente no tempo. Plantações florestais, tanto de espécies nativas como de exóticas, podem facilitar a regeneração de espécies nativas no sub-bosque, bem como viabilizar economicamente a restauração florestal. Assim, avaliamos como a regeneração natural de espécies nativas difere entre plantios monoespecíficos de eucalipto, plantios consorciados de espécies nativas madeireiras com eucalipto e plantios consorciados de espécies nativas madeireiras com espécies nativas pioneiras em experimentos no sul da Bahia (IGR, aos 3,7 anos) e norte do Espírito Santo (ARA, aos 4,6 anos). A presença do eucalipto não limitou a luz disponível para a regeneração natural no sub-bosque, assim como não influenciou a abundância de herbáceas invasoras, sendo baixa e semelhante em todos os tratamentos. IGR apresentou maior densidade de indivíduos e riqueza de árvores e arbustos regenerantes que ARA, sendo encontradas maior riqueza de árvores no modelo de espécies nativas e igual riqueza de arbustos. Surpreendentemente, o plantio de eucalipto homogêneo obteve a maior riqueza de espécies para árvores e arbustos. A similaridade florística foi alta entre todos os tratamentos de cada sítio. A baixa incidência de regenerantes em ARA pode estar associada ao isolamento da área em relação a fragmentos florestais biodiversos ou a uma seca atípica e severa que atingiu a região no ano anterior à coleta dos dados. Assim, o cultivo consorciado de eucalipto com espécies nativas não restringe a regeneração natural de espécies nativas no sub-bosque, evidenciando a adequabilidade ambiental desse modelo de restauração para o cumprimento das demandas legais de recomposição florestal. No entanto, se faz ainda necessária a avaliação dos impactos imediatos e residuais da colheita do eucalipto na persistência da comunidade nativa regenerante.

Palavras-chave: Recomposição florestal; Restauração florestal; Regeneração natural; Plantios consorciados; Espécies madeireiras; Espécies facilitadoras; Competição; Reserva Legal

Abstract

The main objective of forest restoration interventions is to facilitate natural regeneration processes resulting in the reestablishment of a self-sustaining native ecosystem over time. Forest plantations, of both native and exotic species, may promote the regeneration of native species in the

understory, as well as make forest restoration economically viable. Thus, we tested if the natural regeneration of native species differs between pure Eucalyptus stands, stands of non-pioneer native species intercropped with eucalyptus and stands of non-pioneer native species intercropped with native pioneers in experiments in Southern Bahia (3.7 years) and Northern Espírito Santo (4.6 years). Eucalyptus did not limit the available light for natural regeneration in the understory, neither did it influence the abundance of invasive herbs, which was low and similar in all treatments. In the Southern Bahia experiment, we observed higher density of individuals and richness of trees and regenerating shrubs than in Northern Espírito Santo, with greater tree richness in the native species stands and the same richness of shrubs. Surprisingly, the Eucalyptus monoculture plot had the greatest species richness for regenerating trees and shrubs. Floristic similarity was high among all treatments at each site. The low density of individuals regenerating in the Espírito Santo site may be associated with the isolation of the area from biodiverse forest fragments or an atypical and severe drought that hit the region in the year prior to data collection. Thus, intercropping Eucalyptus cultivation with native species does not limit natural regeneration of native species in the understory, evidencing the suitability of this restoration approach to fulfill the legal requirements. However, it is still necessary to evaluate the immediate and later impacts of the Eucalyptus harvest on the persistence of the native regenerating community.

Keywords: Reforestation; Forest restoration; Natural regeneration; Intercropped plantation; Timber species; Facilitation; Competition; Legal Reserve

3.1 Introdução

O desafio mundial de restauração de paisagens florestais é estimado em 2 bilhões de hectares, com grande parte dessas áreas localizadas em regiões tropicais (MINNEMEYER; LAESTADIUS; SIZER, 2011; STANTURF; PALIK; DUMROESE, 2014). Diversos conflitos ambientais, sociais, políticos e econômicos são gerados diante de tamanho desafio, e por este motivo deve-se determinar claramente os objetivos a serem alcançados para que a restauração florestal em larga escala, de fato, aconteça. Um dos principais objetivos da restauração ecológica de florestas não é estabelecer um povoamento de espécies arbóreas estáveis ao longo do tempo (determinando a estrutura e composição da vegetação a ser alcançada, como no processo determinístico), mas sim promover a facilitação da expressão da regeneração natural, criando uma comunidade autossustentável que promova a substituição natural de espécies e responda de maneira resiliente ao regime de distúrbios locais (CHAZDON, 2016). Considerando o fato de que as árvores plantadas possuem um ciclo

de vida variável mas relativamente curto na escala da sucessão ecológica (morrendo após alguns anos ou décadas), a melhor forma de avaliar o sucesso da restauração é a partir da regeneração natural presente nessa comunidade e dos processos ecológicos que a envolvem. Esses processos sucessionais influenciam fortemente a composição de espécies que ocorrem em florestas plantadas, sendo que a biodiversidade varia consideravelmente com a idade do povoamento (BROCKERHOV et al., 2008), uso anterior da terra, tipo de solo, proximidade a florestas primárias e com a disponibilidade de fauna (CHAZDON et al., 2007; HOLL et al., 2016).

Tais fatores irão determinar os métodos de restauração florestal a serem adotados, os quais variam de meios passivos de restauração (em áreas com alto poder de resiliência) a meios ativos, que demandam o plantio ou semeadura de espécies arbóreas para estabelecer uma estrutura florestal mínima para o desenvolvimento dos processos naturais de regeneração. No entanto, considerando os níveis de antropização das paisagens tropicais – alteradas, principalmente, pela conversão do uso do solo para a agricultura, pecuária e urbanização (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015) – é comum que os métodos ativos de restauração sejam adotados, demandando um suporte maior de recursos financeiros para a sua viabilização (HOLL; HOWARTH, 2000; ZAHAWI; REID; HOLL, 2014). Apesar de o plantio de árvores ser adotado com muita frequência na restauração, pouco se sabe sobre os efeitos da composição de espécies do dossel sobre os processos que favorecem a regeneração natural. CHAZDON (2016) afirma que as espécies pioneiras de vida curta e as de vida longa são parceiras essenciais nos trabalhos de restauração por serem importantes para o estabelecimento inicial de florestas secundárias, estando adaptadas aos distúrbios locais e que evoluíram para maximizar a captura de carbono e nutrientes (favorecendo o crescimento rápido). Por outro lado, outros autores identificaram que as características da copa da espécie predominante no dossel influenciam diretamente a riqueza, a densidade e tamanho dos regenerantes de espécies lenhosas, uma vez que afetam a quantidade e a duração de radiação recebida pelo solo da floresta (LEMENIH; GIDYELEW; TEKETAY, 2004).

Algumas pesquisas têm demonstrado que plantações florestais podem funcionar como habitat funcional para um amplo nicho de espécies (BROCKERHOV et al., 2008; LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005; SENBETA; TEKETAY; NÄSLUND, 2002; SERRA; DA LUZ; CAMPOS, 2012; THIJS et al., 2014), promovendo a facilitação da regeneração de árvores nativas e da sucessão ecológica (CARNEVALE; MONTAGNINI, 2002; LE MAIRE et al., 2013). Nesse sentido,

as florestas plantadas apresentam um papel importante na recolonização de espécies lenhosas (BONE; LAWRENCE; MAGOMBO, 1997; CARNEVALE; MONTAGNINI, 2002; YIRDAW, 2002) já que oferecem boas condições microclimáticas, a melhoria da estrutura e complexidade da vegetação, menor expressão de gramíneas exóticas invasoras e da formação de camadas de serapilheira no solo (BUTLER; MONTAGNINI; ARROYO, 2008). Outros fatores ainda podem ser apontados como determinantes para o sucesso dessa facilitação, como a densidade de copas, a heterogeneidade físico-química do solo sob os plantios, a distância de remanescentes florestais e o manejo histórico da área (BONE; LAWRENCE; MAGOMBO, 1997; GELDENHUYS, 1997; VIANI; DURIGAN; MELO, 2010; YIRDAW; LUUKKANEN, 2003).

O uso de espécies exóticas para a restauração da biodiversidade tem sido debatido na literatura (HARTLEY, 2002; LEMENIH; GIDYELEW; TEKETAY, 2004; THIJIS et al., 2014; ZHANG et al., 2016; ZHANG; FU, 2009) e existem algumas vantagens e desvantagens para o uso dessas espécies. SENBETA et al. (2002) recomendam cautela para que não se estabeleçam paradigmas generalistas sobre o uso dessas espécies, visto que podem levar a conclusões equivocadas. Dentre as vantagens, os autores apontam a maior disponibilidade de informações técnicas sobre a silvicultura, propagação, práticas de manejo e elevadas taxas de crescimento e produção de madeira, ao passo que, dentre as desvantagens, temos os riscos imprevisíveis de adaptabilidade e susceptibilidade a pragas e doenças, impactos negativos ao ambiente (como alterações indesejáveis do solo) e a possibilidade da espécie apresentar algum potencial invasor de áreas agrícolas ou de áreas naturais. No caso específico do eucalipto, há ainda outras controvérsias quanto às suas funções ecológicas, já que as plantações comerciais do gênero muitas vezes são associadas a desertos verdes (BREMER et al., 2010; VIANI; DURIGAN; MELO, 2010), principalmente quando tem sua complexidade biológica comparada a florestas naturais. No entanto, esses autores identificaram resultados favoráveis à regeneração de espécies lenhosas nativas nessas florestas, destacando que, se manejadas adequadamente a fim de favorecer o desenvolvimento do sub-bosque, podem funcionar como redutos de biodiversidade para alguns grupos de indivíduos.

Diante disso, entender o efeito da composição das espécies plantadas é a melhor maneira de avaliar a viabilidade ecológica da restauração florestal, principalmente se

associada também à viabilidade econômica dos projetos. Como observado, se existe um preconceito comum com relação às plantações florestais de espécies exóticas como intermediadoras da restauração, cada vez mais estudos demonstram que nem sempre elas são prejudiciais, dependendo do manejo. Existe pouca informação, no entanto, sobre os efeitos do plantio consorciado entre espécies comerciais (como o eucalipto) e espécies arbóreas nativas, sejam as nativas adotadas a fim de um incremento de biodiversidade ou também com a proposta de uso comercial da madeira em ciclos mais longos (e, logo, menos impactantes) de produção. Com isso, surge a oportunidade do uso de espécies comerciais em modelos de restauração florestal associadas a espécies arbóreas nativas como uma proposta de associar a produção de madeira (ou de produtos não madeireiros) como um meio de viabilizar economicamente os projetos de restauração florestal. Como ainda não conhecemos os efeitos a longo prazo desta associação, a proposta mais conservadora, no momento, é a de que a exploração dessa madeira deva se restringir ao primeiro ciclo de produção, amortizando (ou custeando integralmente) os custos iniciais de implantação e manutenção da área em processo de restauração e permitindo que a área siga sua trajetória sucessional após esse período.

Este trabalho teve o objetivo de analisar a estrutura e composição da comunidade regenerante de espécies nativas no sub-bosque de plantios monoespecíficos de eucalipto, plantios consorciados de espécies nativas madeireiras com eucalipto e plantios consorciados de espécies nativas madeireiras com espécies nativas pioneiras, a fim de identificar os impactos e/ou benefícios da presença do eucalipto nesses modelos. A partir desses objetivos, elaboramos as seguintes perguntas:

1) Qual o impacto da presença do eucalipto na radiação fotossinteticamente ativa disponível no sub-bosque de modelos de restauração florestal?

2) Qual o impacto da presença do eucalipto na cobertura de gramíneas exóticas competidoras em plantios de restauração florestal (quando adotada a irradiância como variável explicativa)?

3) Qual o impacto da presença do eucalipto na regeneração natural do sub-bosque em modelos de restauração florestal? Quais diferenças podem ser observadas na comunidade regenerante do sub-bosque entre os modelos exclusivos de espécies nativas e os consórcios entre espécies nativas e eucalipto?

3.2 Material e métodos

3.2.1 Áreas de estudo

Este trabalho foi desenvolvido em duas áreas experimentais¹ (Figura 5) nos municípios de Igrapiúna – BA (região do Baixo Sul) e Aracruz – ES. Ambas correspondem a experimentos florestais implantados em parceria com instituições dos setores florestal e ambiental e o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, e buscam compreender a dinâmica ecológica e silvicultural da produção de madeira nativa no contexto da restauração florestal.

Figura 4 - Localização das áreas de estudo nos estados da Bahia (município de Igrapiúna) e Espírito Santo (município de Aracruz).

O experimento de Igrapiúna – BA está localizado no interior das Fazendas Reunidas Vale do Juliana (FRVJ) (13,91°S, 39,34°O), a 352 m de altitude, sendo os solos da região classificados como Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos de textura argilosa (PÉREZ et al., 2013). O clima é classificado como Af (clima tropical úmido ou superúmido - Köppen, sem

¹ A área experimental localizada no município de Mucuri – BA não foi incluída neste estudo em virtude de não ter sido possível a coleta de dados referentes à regeneração natural nesta área. Isso porque o manejo aplicado ao plantio contou com a necessidade de aplicação de herbicidas para o controle de espécies herbáceas exóticas invasoras até a idade avaliada nesta pesquisa, não permitindo uma amostragem confiável do potencial de regeneração natural do plantio.

estação seca, e com temperatura média do mês mais quente superior a 18°C), com precipitação média de 2.022 mm anuais bem distribuída ao longo do ano e temperatura média anual de 25°C (ALVARES et al., 2013). A vegetação predominante é constituída por remanescentes de Floresta Ombrófila Densa Submontana e Montana do bioma Mata Atlântica (IBGE, 2012). A paisagem regional é caracterizada por fragmentos florestais maduros e inseridos em um mosaico de áreas desmatadas, florestas secundárias e plantações de cacau sombreadas por árvores nativas (sistema de cabruca) (PARDINI et al., 2009), o que confere à produção regional de cacau algumas características favoráveis à cobertura florestal e à conservação de espécies (ROLIM et al., 2017). O entorno imediato da área experimental é composto por um mosaico de pastagens, sistemas agroflorestais de baixa diversidade (cacau, pupunha e banana), plantações comerciais de eucalipto e remanescentes florestais, havendo um fragmento florestal ao lado da área estudada.

O experimento de Aracruz – ES se localiza no distrito de Riacho (19,73°S, 40,09°O) a 22 m de altitude. O solo da área experimental foi classificado como Argissolo Amarelo típico (PLANO DE MANEJO FLORESTAL UNIDADE ARACRUZ – Fibria, dados não publicados). O clima da região é classificado como Aw (clima tropical com inverno seco), na classificação de Köppen, com temperatura média de 23,4°C e precipitação média de 1.304 mm anuais com chuvas concentradas entre outubro e março (ALVARES et al., 2013). A vegetação natural é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e se caracteriza por uma vegetação bastante típica com alto grau de endemismo (IBGE, 2012; VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991). Aracruz abriga uma grande indústria de celulose (Fibria) e o município apresenta grande parte de sua área ocupada pela cultura do eucalipto, o que torna estes reflorestamentos determinantes da matriz florestal. O entorno imediato da área de estudo é composto por plantios comerciais de eucalipto e remanescentes florestais no entorno dos corpos d'água.

3.2.2 Delineamento experimental

Ambas as áreas de estudo adotaram delineamentos em blocos ao acaso e abordaram tratamentos que comparam: a) modelos exclusivos de espécies nativas com espécies iniciais para recobrimento da área e espécies potenciais para a produção de madeira serrada; e b) modelos de consórcio entre espécies nativas com potencial de

produção de madeira serrada e eucalipto como espécie pioneira comercial. As espécies nativas foram classificadas em grupos de plantio (espécies de recobrimento, de crescimento moderado e crescimento lento) e as linhas de plantio destes grupos foram intercaladas de modo com que as linhas de espécies de recobrimento ou pioneira comercial favorecessem o crescimento das linhas de espécies de crescimento moderado e lento pelo sombreamento precoce e rápida cobertura do solo. A sequência de espécies nativas nas linhas de plantio de cada grupo sucessional manteve-se a mesma entre todos os tratamentos de cada experimento, sendo possível avaliar o efeito das espécies de recobrimento ou pioneira comercial no desenvolvimento das espécies nativas dos demais grupos de cada sítio.

O manejo silvicultural dos plantios foi similar, com adubação de base e cobertura de acordo com as necessidades de cada solo e com a mesma formulação tanto para espécies nativas como para o eucalipto, controle de plantas daninhas com pulverização de glifosate e controle de formigas cortadeiras com iscas inseticidas.

3.2.2.1 Igrapiúna (IGR)

O experimento de Igrapiúna (IGR) foi implantado em julho de 2011. Cada parcela é composta por 180 plantas, em espaçamento 2 x 3 m (1.667 indivíduos por hectare), sendo adotada uma bordadura simples, o que resulta em parcelas efetivas de 780 m² com 130 indivíduos, somando 1,3 ha. Foram plantadas 31 espécies nativas de diferentes grupos funcionais (ANEXO A) e quatro clones de eucalipto sendo dois clones de *Eucalyptus urophylla* (I144 e H15) e dois híbridos de *E. urophylla* x *E. grandis* (HC1528 e I224). Os clones foram distribuídos de forma sistemática nas linhas de plantio de modo a sempre repetir a mesma posição em cada grupo de duas linhas. O delineamento experimental consiste de blocos ao acaso com dois tratamentos e seis repetições havendo o sorteio aleatório da posição dos tratamentos nos blocos. Os tratamentos adotados foram: a) apenas espécies com alta diversidade de espécies pioneiras e b) espécies nativas e eucalipto. Com estes tratamentos pudemos avaliar a influência da presença do eucalipto na radiação disponível para as plantas no sub-bosque e nos processos da regeneração natural quando comparado ao composto apenas por espécies nativas.

3.2.2.2 Aracruz (ARA)

O experimento de Aracruz (ARA) foi implantado em junho de 2011. Cada parcela é composta por 240 indivíduos, sendo adotada uma bordadura dupla, o que resulta em 120 indivíduos na parcela efetiva de 1.080 m², somando 4,21 ha. O espaçamento adotado foi o de 3 x 3 m, tanto para as espécies nativas como para o eucalipto, resultando em 1.111 indivíduos por hectare. Foram plantadas 40 espécies nativas (ANEXO C) e para o eucalipto foi adotado o clone 6437 (um híbrido de *E. grandis* x *E. urophylla*, desenvolvido pelo programa de melhoramento genético da Fibria) com uso adequado para a produção de celulose. Foi adotado o delineamento em blocos ao acaso com três tratamentos e cinco repetições, sendo sorteada a posição da parcela no bloco. Os tratamentos abordados em ARA são: a) espécies nativas com alta diversidade de espécies pioneiras; b) espécies nativas e eucalipto; e c) eucalipto em plantio homogêneo. A partir destes tratamentos pudemos avaliar o efeito da presença do eucalipto e das espécies nativas na radiação disponível para as plantas no sub-bosque e os processos da regeneração natural da floresta em processo de restauração.

3.2.3 Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada, em IGR, em maio de 2015 aos 3,7 anos do plantio. Em ARA, os dados foram coletados em janeiro de 2016, aos 4,5 anos. Em ambas, coletamos os dados após dezesseis meses sem nenhuma intervenção de limpeza/roçada no interior das parcelas experimentais. Antes disso, foram realizadas manutenções periódicas para o controle de espécies herbáceas competidoras, o que inibiu a recolonização do sub-bosque por espécies nativas até os 2,5 anos em IGR e 3 anos em ARA.

3.2.3.1 Regeneração natural e cobertura de gramíneas exóticas competidoras

A amostragem da regeneração natural e cobertura de gramíneas foi realizada por meio da instalação de subparcelas de 2 x 2 m (4 m²). Cada subparcela foi posicionada sistematicamente na parcela experimental, de modo que, na primeira parcela do experimento, a posição de cada subparcela foi sorteada aleatoriamente em relação ao croqui, tomando-se a posição x,y (número da linha x número da planta) do ponto e

repetindo-a em todas as demais parcelas dos tratamentos de cada experimento. Na área experimental IGR, instalamos 6 subparcelas (4 m²) em cada parcela experimental (780 m²), totalizando 36 pontos de amostragem em cada tratamento (considerando-se as repetições). Em ARA instalamos 10 subparcelas (4 m²) em cada parcela experimental (1.080 m²), totalizando 50 subparcelas em cada tratamento (considerando-se as repetições).

A cobertura de gramíneas exóticas competidoras foi avaliada a partir da subdivisão imaginária da subparcela em quatro quadrantes de 1 m² e assim estimamos visualmente, em cada quadrante, a área ocupada pelas gramíneas nas escalas de 0, 25, 50, 75 e 100% de ocupação por gramíneas, amenizando a arbitrariedade da análise visual. A regeneração natural foi amostrada nestas mesmas subparcelas, onde foi feita a identificação e contagem de todos os indivíduos de plantas de árvores e arbustos encontrados. Classificamos os regenerantes em duas classes de tamanho: a) entre 0,20 e 1,30 m; e b) maior que 1,30 m. Os indivíduos menores que 0,20 m não foram amostrados devido à maior dificuldade de identificação das plântulas e da necessidade de uma amostragem apenas dos indivíduos já estabelecidos, excluindo-se aqueles com maior probabilidade de mortalidade iminente (NICOTRA; CHAZDON; IRIARTE, 1999).

Para os exemplares não identificados em campo, foi coletado material vegetativo e/ou reprodutivo (quando possível) para posterior identificação. A identificação comparativa foi realizada através de consulta às publicações bibliográficas existentes para as áreas de estudo (JARDIM, 2003; MENEZES et al., 2010; PAULA; SOARES, 2011; PINTO; AMOROZO; FURLAN, 2006; SCHIAVETTI et al., 2004; SILVA; LISBOA; SANTOS, 1970; VIDAL; SANTANA; VIDAL, 2008) e posterior pesquisa em herbários virtuais (<http://inct.florabrasil.net/herbario-virtual> e <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>), além de comparação com exsicatas no Herbário ESA da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo, com o apoio e verificação de um especialista. As espécies que não puderam ser identificadas (pela qualidade do material botânico e/ou ausência de material reprodutivo) foram classificadas em morfoespécies.

3.2.3.2 Caracterização da radiação fotossinteticamente ativa no sub-bosque dos modelos de restauração florestal

Mensuramos a luz disponível para as plantas no sub-bosque dos tratamentos adotados através de dois métodos: a) um sensor que avalia a razão entre as faixas de luz no espectro do vermelho e o vermelho longo (*Red:Far-red ratio* ou razão R:FR); e b) um ceptômetro, sensor que mensura a radiação fotossinteticamente ativa (PAR) na comunidade vegetal.

O primeiro método foi adotado para a área de estudo IGR, onde avaliamos a radiação disponível para as plantas no sub-bosque a partir da medição da razão R:FR, utilizando-se o sensor Skye SKR 110 Red:Far-Red (Skye Instruments Ltd.) que captura a luz recebida na faixa de 660 a 730 nm e elimina a necessidade de mensuração simultânea da luz fora do dossel florestal (CAPERS; CHAZDON, 2004; TAYLOR; DAVIES, 1985). A luz da atmosfera recebida pelo dossel florestal tem sua composição espectral alterada na medida em que passa pelas copas das árvores e alcança o subosque, sendo caracterizada por uma baixa relação entre a radiação do vermelho (655-665 nm) – faixa mais utilizada pelas plantas na fotossíntese – e o vermelho longo (725-735 nm) – faixa não absorvida pelas plantas (TURNBULL; YATES, 1993). Assim, a razão R:FR mensurada no sub-bosque é diretamente afetada pelo nível de fechamento e estrutura das copas (CAPERS; CHAZDON, 2004) e quanto menor a razão R:FR, mais fechado é o dossel no ponto analisado.

As medições foram realizadas aos 3,75 anos de plantio (abril de 2015), sempre sob condições de intensa nebulosidade, com predomínio da luz difusa (PALOMAKI et al., 2006). Este método foi escolhido para IGR em virtude das condições climáticas do local serem favoráveis, com dias nublados e/ou chuvosos distribuídos por todo o ano, além da facilidade logística do método por não exigir a mensuração simultânea da luz fora do dossel florestal (uma vez que o experimento é cercado por plantações comerciais de eucalipto e um remanescente florestal, sem áreas abertas no entorno). Realizamos as leituras com o sensor apoiado em um tripé, nivelado por um nível de bolha, a uma altura de 0,80 m em relação ao solo. Foram realizadas 24 leituras por parcela, cujos pontos fixos de leitura foram determinados de modo que houvesse 4 pontos de amostragem em cada uma das seis entrelinhas da parcela. Logo que definida a posição dos pontos na primeira parcela, a mesma foi repetida para todas as demais parcelas do experimento.

O segundo método apresentado foi adotado em ARA, onde utilizamos um Ceptômetro AccuPAR LP-80 (Decagon Devices, Inc.) (WILHELM; RUWE; SCHLEMMER, 2000). Seu funcionamento se baseia na medição da Radiação Fotossinteticamente Ativa (RFA) interceptada, a qual consiste na radiação na faixa de ondas entre 400 e 700 nanômetros e representa a fração do espectro solar que as plantas utilizam no processo de fotossíntese (DECAGON DEVICES, 2016). Sob a copa de plantas, os níveis de luz podem mudar de pleno sol a quase zero em alguns centímetros e, por isso, para uma medição confiável da PAR é importante que sejam coletadas muitas amostras em diferentes locais do dossel (DECAGON DEVICES, 2016). Aos 4,8 anos do plantio (abril de 2016), realizamos seis medições acima do dossel (imediatamente ao lado da parcela avaliada e sem nenhuma interferência de copas de árvores adjacentes), sendo três medições no início das coletas da parcela e outros três ao final da coleta, e trinta medições distribuídas sistematicamente no interior de cada parcela (abaixo das copas) abrangendo toda a área ocupada pelos indivíduos plantados na parcela efetiva. Todas as coletas foram realizadas em dias com céu aberto (sem nuvens) e em um período de duas horas, entre onze e treze horas. A PAR estimada sob condições de céu limpo foi utilizada para determinar o Índice de Área Foliar (IAF), conforme a Equação 2:

$$IAF = \frac{[(1-1/2K) * fb - 1] \ln \tau}{A * (1 - 0,47 * fb)} \quad \text{Equação 2}$$

onde k é o coeficiente de extinção da luz, fb é a fração da PAR incidente, τ é a razão entre as medições de PAR acima e abaixo do dossel e A é uma constante que se aproxima da absorção das folhas da comunidade (GAHAGAN et al., 2015).

O IAF pode ser definido como área total unilateral de tecido foliar por unidade de área do solo (CHEN; BLACK, 1992; WOODGATE et al., 2015) e é considerada uma das variáveis que melhor explica a complexidade de fatores que influenciam a estrutura da copa das plantas, sendo muito influenciada pelas interações entre genótipos e fatores ambientais (FRANCONE et al., 2014; SOLTANI; GALESHI, 2002). A partir do IAF, portanto, pudemos comparar a estrutura das copas e cobertura do dossel estabelecidas nos diferentes tratamentos e verificar como a composição de espécies no modelo de restauração florestal pode modificar o ambiente luminoso e a sua relação com o desenvolvimento da regeneração natural.

3.2.4 Análise dos dados

A avaliação da luz no sub-bosque foi realizada com o objetivo de explicar os fatores relevantes para o estabelecimento e desenvolvimento da regeneração natural nestes ambientes a partir da perspectiva da cobertura do dossel florestal. Assim, a razão R:FR para o sítio de Igrapiúna – BA (IGR) e o IAF para o sítio de Aracruz-ES (ARA), foram calculadas as médias e o erro padrão das parcelas de cada tratamento. Foi realizada a análise de variância com probabilidade de confiança de 95%, após o teste das pressuposições da ANOVA (normalidade da distribuição dos erros e homocedasticidade) e quando houve diferenças significativas entre as amostras foi adotado um teste post-hoc para comparação de médias.

Para a cobertura de gramíneas exóticas competidoras, calculamos a área ocupada pelas gramíneas em cada subparcela (considerando-se os quatro quadrantes). Devido à alta frequência de contagem de zeros nas subparcelas (ausência de gramíneas), os resultados mais consistentes foram obtidos por modelos mistos com zeros inflados obtidos pela função *zeroinfl* (ZEILEIS; KLEIBER; JACKMAN, 2008) do pacote *pscl* (JACKMAN, 2015) no ambiente R (R CORE TEAM, 2014). Foram testadas diferentes suposições sobre as distribuições dos dados (poisson e binomial negativa) e, com base no teste de razão de verossimilhança, o melhor ajuste foi obtido pelo modelo de distribuição binomial negativa inflada (ZINB). A variável indicadora da cobertura do dossel (ou seja, R:FR e IAF) foi adotada como variável explicativa nos modelos utilizados (menor AIC entre os modelos testados).

Para cada área de estudo foi preparada uma listagem florística, sendo as famílias classificadas de acordo com o *Angiosperm Phylogeny Group III* (APG III, 2009). As espécies foram classificadas quanto à forma de vida (árvores e arbustos) e sua origem (nativas e exóticas) e sua classificação seguiu a base de dados presente na Lista de Espécies da Flora do Brasil (JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO, 2017). Para cada tratamento de ambas as áreas de estudo, foram calculadas a densidade de indivíduos, a densidade de espécies, a riqueza de espécies, a equabilidade e a similaridade florística.

A densidade de indivíduos (número de indivíduos por hectare) foi calculada a partir das médias das parcelas de cada tratamento, sendo realizada uma ANOVA para a verificação das diferenças significativas das variâncias (após testadas as pressuposições do modelo). As análises foram realizadas de forma independente para as formas de vida avaliadas (árvores e arbustos) em cada área de estudo. A fim de realizar a caracterização da altura no estrato

regenerante, foi calculada ainda a proporção dos indivíduos encontrados para as duas classes de altura avaliadas. A densidade de espécies corresponde ao número de espécies que ocorrem por uma unidade de área (MARTINI et al., 2007) e foi calculada, para as duas formas de vida, mediante a soma das espécies de cada grupo presentes nas parcelas de cada tratamento, sendo excluídas as espécies exóticas. A comparação das médias entre tratamentos foi realizada pela ANOVA e pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (quando não atendidos os pressupostos da ANOVA).

A riqueza de espécies é a forma mais direta e comum em estudos de diversidade de uma comunidade (WILSEY et al., 2005) e consiste no número de espécies existentes em uma determinada área de interesse (MELO, 2008; PEET, 1974). A riqueza de espécies foi estimada a partir do método de rarefação com o objetivo de padronizar o número de espécies pelo número de indivíduos amostrados (GOTELLI; COLWELL, 2001; PIOTTO et al., 2009). Para cada tratamento foi preparada uma matriz de abundância das espécies (excluindo-se as espécies exóticas e as espécies que foram plantadas no experimento a fim de que a análise se restrinja à regeneração espontânea de espécies nativas) e considerando as formas de vida avaliadas. As curvas de rarefação foram geradas através da função *rarecurve* do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2017), no ambiente R (R CORE TEAM, 2014), considerando apenas as espécies nativas e não identificadas. A equabilidade expressa a maneira como os indivíduos estão distribuídos entre as espécies, indicando se as espécies possuem abundância semelhantes ou divergentes, configurando uma medida de uniformidade entre as espécies da comunidade (MAGURRAN, 2004). A equalibilidade foi expressa pelo Índice de Pielou (J), que varia de 0 a 1, sendo que os valores mais próximos de 1 (equabilidade máxima) indicam que as espécies possuem a mesma representatividade na comunidade, ou seja, possui abundâncias semelhantes (MELO, 2008; PEET, 1974). A similaridade da composição florística entre os tratamentos de cada sítio foi calculada através do estimador de Chao-Jaccard, baseado em abundância, desenvolvido para reduzir o viés da estimação, compensando os efeitos das espécies não vistas e compartilhadas (CHAO et al., 2005). Esse índice tem um valor máximo de um quando todas as espécies são compartilhadas e de zero quando nenhuma espécie é compartilhada (BAYNES et al., 2016). Os cálculos de similaridade foram realizados através do software EstimateS (COLWELL, 2013) e as comparações foram realizadas par a par para cada tratamento em cada área de estudo.

3.3 Resultados

Em Igrapiúna-BA (IGR), o dossel florestal se mostrou mais fechado no modelo de espécies nativas, com menor razão R:FR que o consórcio com o eucalipto ($p < 0,0001$) (Tabela 3). Em Aracruz-ES (ARA), não foram observadas diferenças significativas para as médias de IAF entre os tratamentos ($p = 0,385$), indicando uma cobertura do dossel semelhante entre todos os tratamentos (Tabela 3).

Tabela 3 – Comparação das variáveis ambientais avaliadas nos tratamentos implantados nos sítios de Igrapiúna – BA (IGR) e Aracruz – ES (ARA) a fim de determinar os efeitos da presença do eucalipto consorciado com espécies nativas. R:FR = Razão entre as faixas de luz no vermelho e o vermelho longo; IAF = Índice de Área Foliar.

Sítio	Variável	Tratamento			P-valor
		Espécies Nativas	Consórcio	Eucalipto	
IGR	R:FR ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)	0,62 $\pm$ 0,04 b	0,83 $\pm$ 0,18 a	-	< 0,0001***
	Cobertura de gramíneas (%)	6,6 $\pm$ 2,3	6,9 $\pm$ 3,8	-	> 0,05 ¹
	Riqueza geral (nº de espécies)	41	36	-	-
	Dens. ind. árvores (ind.ha ⁻¹)	16.944,4 $\pm$ 4.196,6	13.263,9 $\pm$ 3.139,1	-	0,4985
	Dens. ind. arbustos (ind.ha ⁻¹)	37.986,1 $\pm$ 8.380,7	49.513,9 $\pm$ 6.723,2	-	0,3085
	Dens. espécies árvores	7,3 $\pm$ 1,4	6,2 $\pm$ 0,5	-	0,7444
	Dens. espécies arbustos	10,2 $\pm$ 0,9	9,7 $\pm$ 0,4	-	0,6396
	Índice de Pielou (J)	0,70	0,66	-	-
ARA	IAF	2,38 $\pm$ 0,23	2,0 $\pm$ 0,2	2,15 $\pm$ 0,12	0,385
	Cobertura de gramíneas (%)	12,9 $\pm$ 2,1	9,0 $\pm$ 1,3	7,1 $\pm$ 0,5	> 0,05 ¹
	Riqueza geral (nº espécies)	14	8	15	-
	Dens. ind. árvores (ind.ha ⁻¹)	1.700,0 $\pm$ 520,8	550,0 $\pm$ 93,5	550,0 $\pm$ 145,7	0,1989 ²
	Dens. ind. arbustos (ind.ha ⁻¹)	4.150,0 $\pm$ 1.959,9	1.400,0 $\pm$ 731,4	1.250,0 $\pm$ 487,3	0,1828 ²
	Dens. espécies árvores	2,2 $\pm$ 0,5	1,2 $\pm$ 0,2	1,6 $\pm$ 0,4	0,1925
	Dens. espécies arbustos	3,0 $\pm$ 0,3	2,0 $\pm$ 0,5	3,2 $\pm$ 0,7	0,904
	Índice de Pielou (J)	0,64	0,62	0,84	-

*** Significativo para $\alpha = 0,001$ e comparação realizada pelo Teste T de Welch para duas amostras (intervalo de confiança de 95%); ¹ $p > 0,05$ (não significativo) para os modelos de zeros inflados testados, tendo a variável de luz como variável explicativa do modelo; ² $p > 0,05$ para o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

Foi observada uma baixa cobertura de gramíneas nas duas áreas de estudo para as idades avaliadas (Tabela 3), não sendo encontradas diferenças significativas entre os tratamentos ($p > 0,40$) e entre a cobertura de gramíneas competidoras com as variáveis de luz ($p > 0,59$). Isso demonstra que a abertura do dossel não influenciou a expressão da

cobertura de gramíneas nos tratamentos e que esta não é regulada pelo modelo de plantio em nenhuma das áreas experimentais.

Na comunidade avaliada no estrato regenerante no sítio IGR, encontramos 52 espécies de plantas, distribuídas em 23 famílias (a lista florística é apresentada no Apêndice C). Destas espécies, 17 não foram identificadas ao nível de espécie, sendo classificadas como morfoespécies e 2 foram classificadas como espécies exóticas. Na comparação entre os tratamentos, o modelo composto por espécies nativas apresentou uma riqueza observada maior que o modelo consorciado, com um maior número de gêneros e de famílias. A análise da densidade de espécies nativas (excluindo-se as espécies exóticas), no entanto, não resultou em diferenças significativas entre os tratamentos para nenhuma das formas de vida avaliadas. A família Asteraceae destacou-se como uma das mais presentes em ambos os tratamentos. No estrato regenerante de ARA, encontramos 25 espécies de plantas, distribuídas em 9 famílias (a lista florística é apresentada no Apêndice D). Foram encontradas 2 espécies exóticas e 11 espécies não foram identificadas, sendo classificadas como morfoespécies. A riqueza observada em ARA foi semelhante entre o modelo de espécies nativas e o plantio homogêneo de eucalipto, e menor no modelo de consórcio entre espécies nativas e eucalipto (Tabela 3), porém as densidades de espécies foram iguais em todos os tratamentos. Quanto à composição florística, as famílias Fabaceae e Malvaceae foram observadas como as mais frequentes em todos os tratamentos, sendo que essas famílias representam 60% do total de espécies encontradas em toda a área de estudo.

A riqueza estimada pelo método da rarefação, considerando as formas de vida amostradas, em IGR (Figura 6a), foi consideravelmente maior no modelo de espécies nativas para árvores, enquanto a riqueza de arbustos foi equivalente entre os tratamentos, considerando-se a sobreposição dos intervalos de confiança das curvas. ARA (Figura 6b), apresentou uma riqueza menor que a observada em IGR. Apesar do modelo de espécies nativas em ARA ter apresentado um número total de indivíduos mais que seis vezes maior para arbustos, a riqueza estimada para o plantio de eucalipto homogêneo foi maior para essa forma de vida, atingindo a riqueza máxima com poucos indivíduos. Para árvores, o modelo de espécies nativas apresentou apenas uma espécie (correspondendo à abundância total), o consórcio não apresentou nenhuma espécie e a maior riqueza foi observada para o plantio de eucalipto.

Figura 5 – Curvas de rarefação para a estimação da riqueza de espécies de árvores e arbustos/subarbustos no estrato regenerante dos tratamentos implantados em Igrapiúna-BA (a) e Aracruz-ES (b). Nota: O erro padrão não foi estimado para as curvas de árvores no modelo de consórcio plantado em Aracruz-ES em função da riqueza ser igual a zero.

As densidades de indivíduos regenerantes de árvores e arbustos foram consideradas iguais entre os tratamentos de IGR, assim como em ARA (Tabela 3). Os tratamentos de IGR apresentaram densidades elevadas, o que era esperado devido ao critério de inclusão para amostragem do estrato regenerante abordar indivíduos acima de 0,2 m de altura. Apenas 9,9 % dos arbustos e 15,6% das árvores apresentaram altura total superior a 1,30 m no modelo de espécies nativas em IGR, enquanto 30,4% dos arbustos e

28,3% das árvores encontradas no modelo de consórcio apresentaram a maior classe de altura. Em ARA, tanto o modelo de espécies nativas como o consórcio não apresentaram nenhum indivíduo com altura superior a 1,30 m para ambas as formas de vida. Já o plantio de eucalipto homogêneo apresentou 4% dos indivíduos de arbustos e 9,1% das árvores com a altura mais elevada. Ainda que considerando o amplo critério e inclusão para o estrato regenerante, as densidades de indivíduos encontradas em ARA foram bastante inferiores à verificada em IGR, o que indica que as duas áreas de estudo apresentam dinâmicas diferentes em relação à expressão da regeneração natural.

O índice de Pielou (J) indicou que todos os tratamentos de ambas as áreas de estudo apresentam áreas floristicamente heterogêneas com baixa dominância ecológica das espécies (Tabela 3).

O índice de Chao-Jaccard calculado para IGR correspondeu a 0,95, indicando uma similaridade muito alta na composição de espécies entre o modelo exclusivo de espécies nativas e o modelo consorciado com o eucalipto. Em ARA, a maior similaridade florística ocorreu entre o modelo de espécies nativas e o plantio de eucalipto (0,77), seguida da similaridade entre o tratamento de espécies nativas e o consórcio (0,75) e modelo de consórcio com o plantio de eucalipto (0,66). Esses índices indicam que os tratamentos apresentam comunidades similares entre si.

Vale destacar que em nenhuma das áreas de estudo foram encontrados indivíduos regenerantes de eucalipto, ainda que houvesse plantações comerciais do gênero no entorno de ambas. Dentre as espécies exóticas encontradas, apenas *Psidium guajava* L., em IGR, e *Acacia mangium* Willd., em ARA, ambas com um indivíduo encontrado no tratamento de consórcio com eucalipto, são classificadas como espécies exóticas invasoras, de acordo com a base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil (INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2017).

3.4 Discussão

As semelhanças encontradas entre os modelos de espécies nativas e os modelos de consórcio entre espécies nativas e eucalipto determinaram que a presença do eucalipto nos modelos de restauração florestal avaliados se mostrou menos impactante do que o

esperado. De todas as variáveis analisadas, em ambos os sítios, encontramos diferenças significativas entre os tratamentos para poucas variáveis. Isso sugere que o recrutamento, estabelecimento e diversidade da comunidade regenerante, bem como a estrutura da comunidade florestal (luz disponível para as plantas e cobertura de herbáceas invasoras) não são limitados pela presença do eucalipto nesses plantios. As semelhanças encontradas entre o plantio de espécies nativas e o plantio homogêneo de eucalipto também merecem destaque, evidenciando o papel potencial das plantações florestais como um ponto de partida para a restauração florestal.

A luz é um dos fatores mais importantes para a dinâmica da regeneração natural (WHITMORE, 1989). A disponibilidade de radiação fotossinteticamente ativa influencia processos fisiológicos como a germinação de sementes, crescimento do caule, expansão e orientação das folhas, a floração, a dormência e as taxas fotossintéticas (CAPERS; CHAZDON, 2004). Assim, as variações das densidades de copas no dossel são determinantes para a regulação da regeneração de espécies lenhosas no sub-bosque de plantios florestais (BONE; LAWRENCE; MAGOMBO, 1997; FIMBEL; FIMBEL, 1996; LEMENIH; GIDYELEW; TEKETAY, 2004; VIANI; DURIGAN; MELO, 2010). Contrariando a hipótese inicial do trabalho, a expectativa de que a presença do eucalipto reduziria a luz disponível no sub-bosque foi contestada. Encontramos um dossel mais fechado no tratamento de espécies nativas em relação ao modelo de consórcio em IGR e a mesma disponibilidade de luz para os tratamentos de ARA. A quantidade de luz que alcança o sub-bosque varia vertical e horizontalmente, afetando a altura, a copa e a arquitetura das árvores (PALOMAKI et al., 2006) e, apesar do grande porte das árvores de eucalipto (altura média superior a 20 m nas idades avaliadas), os clones plantados apresentam uma arquitetura de copa cônica que não preenche o dossel por completo, permitindo maior entrada de luz nos estratos inferiores da floresta. No tratamento de espécies nativas em IGR, por outro lado, foi observado um dossel denso e estratificado, cujas copas de espécies nativas de diferentes arquiteturas se sobrepunham, recobrando de maneira eficiente o dossel e aumentando a heterogeneidade do ambiente luminoso do sub-bosque (LE MAIRE et al., 2013; ZHANG et al., 2016). As semelhanças encontradas para o IAF nos tratamentos de ARA pode estar associada a um período seco intenso e atípico ocorrido na região no ano anterior à coleta dos dados, quando foram registrados balanços hídricos negativos em quase todos os meses do ano de 2015 (INCAPER, 2017). Com a severidade da seca foi possível observar uma deciduidade frequente das

espécies nativas (mesmo no período de verão), o que possivelmente alterou a cobertura do dossel florestal.

A baixa incidência de gramíneas invasoras em plantações florestais é favorecida pelos níveis de sombreamento proporcionado pelas copas e este pode ser um indicador positivo ao estabelecimento de regenerantes, já que exibe uma correlação positiva com a densidade e riqueza da regeneração natural (CARNEVALE; MONTAGNINI, 2002). Foi constatado, no entanto, que nem o modelo de plantio nem o ambiente luminoso regularam os índices de cobertura de gramíneas encontrados e, dessa forma, podemos inferir que, nas idades avaliadas (3,7 e 4,6 anos), a estrutura florestal estabelecida pelo tempo de crescimento seja a responsável pelo resultado obtido. Por outro lado, uma das razões para que o eucalipto seja reconhecido como agente catalisador da regeneração natural é a sua capacidade de reduzir a presença de gramíneas e pteridófitas competidoras em seu sub-bosque (POWERS; HAGGAR; FISHER, 1997). Considerando a semelhança obtida entre os tratamentos (com a presença do eucalipto ou não), nesse caso, a cobertura de copas do conjunto de espécies da comunidade e o manejo adaptativo do plantio pode ter corroborado para o sucesso da supressão de gramíneas invasoras, teoricamente, favorecendo o estabelecimento de regenerantes.

Observamos, no entanto, uma elevada recolonização do sub-bosque em IGR por árvores e arbustos nativos, ao passo que em ARA, a recolonização do sub-bosque por espécies nativas foi limitada; a riqueza total de espécies seguiu o mesmo padrão entre os sítios. Apesar dos dados terem sido coletados em idades diferentes, é evidente que as duas áreas de estudo apresentam trajetórias sucessionais distintas quando analisamos o estrato regenerante. Estudos demonstram que o sombreamento do sub-bosque pela copa das árvores plantadas apresenta uma correlação positiva com a densidade e riqueza da regeneração natural (CARNEVALE e MONTAGNINI, 2002). Os possíveis fatores que motivaram essas diferenças oscilam entre as variáveis climáticas e a paisagem regional. IGR se insere em uma região de clima com chuvas intensas e distribuídas ao longo de todo o ano (que favorece o crescimento do eucalipto) e em uma paisagem de cobertura florestal elevada e medianamente conservada pelo sistema cabruca de produção de cacau (CASSANO et al., 2009), ocupada por fragmentos florestais e áreas em processo de restauração ecológica no seu entorno, o que torna a sucessão florestal mais eficiente e dinâmica

(BROCKERHOV et al., 2008; CHAZDON, 2016; HOLL et al., 2016; HUBBELL et al., 1999; ZANINI et al., 2014). Por outro lado, ARA se insere em um contexto de paisagem antropizada, com menos de 10% de cobertura florestal (LATAWIEC et al., 2016), e intensamente manejada para a cultura do eucalipto em rotações curtas, o que reduz sensivelmente a oferta de propágulos advindos da dispersão de fragmentos florestais do entorno e, portanto, tem um potencial de regeneração natural reduzido (CHAZDON, 2016; HOLL et al., 2016). Adicionalmente, ainda que tenham chegado propágulos nessa comunidade, a estiagem atípica ocorrida no período anterior à coleta de dados possivelmente reduziu consideravelmente a germinação das sementes e o estabelecimento das plântulas.

Diante disso, podemos concluir que a presença do eucalipto nos modelos de restauração florestal não limita a luz disponível para a regeneração natural de espécies nativas nas comunidades avaliadas. É possível que o fator mais limitante para a expressão da regeneração natural, nesses casos, seja o contexto da paisagem (CROUZEILLES; CURRAN, 2016; HOLL et al., 2016), ou seja, a proximidade e conectividade dos plantios de restauração florestal a remanescentes florestais conservados (GIBSON et al., 2011) ou não, conforme observado por FARAH et al. (2017), que encontraram riquezas elevadas e importantes grupos funcionais no estrato regenerante de fragmentos florestais inseridos em paisagens intensamente antropizadas. Assim como nas florestas nativas, a restauração de uma comunidade em florestas plantadas depende de diversos filtros cuja importância se altera no espaço e no tempo e determinam a trajetória a ser seguida pela sucessão ecológica, de modo que as características da floresta plantada surgem como filtros adicionais aos já observados nas florestas nativas (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010). Por fim, os resultados encontrados neste trabalho devem estimular os avanços de novas pesquisas no intuito de validar a viabilidade ecológica do uso de espécies de interesse econômico em modelos de restauração florestal, sejam nativas ou exóticas, uma vez que esta pesquisa se limita a condições específicas da Floresta Ombrófila da Mata Atlântica e sob condições restritas de paisagem, devendo ser ampliado para outros biomas e contextos socioeconômicos e ambientais.

Referências

- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, n. 2, p. 105–121, 2009.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, 2015.
- BAYNES, J. et al. Effects of fragmentation and landscape variation on tree diversity in post-logging regrowth forests of the Southern. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 5, p. 923–941, 2016.
- BONE, R.; LAWRENCE, M.; MAGOMBO, Z. The effect of a *Eucalyptus camaldulensis* (Dehn) plantation on native woodland recovery on Ulumba Mountain, southern Malawi. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 83–99, 1997.
- BREMER, L. L. et al. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, p. 3893–3915, 2010.
- BROCKERHOV, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 925–951, 2008.
- BUTLER, R.; MONTAGNINI, F.; ARROYO, P. Woody understory plant diversity in pure and mixed native tree plantations at La Selva Biological Station, Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 2251–2263, 2008.
- CAPERS, R. S.; CHAZDON, R. L. Rapid assessment of understory light availability in a wet tropical forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 123, n. 3–4, p. 177–185, 2004.
- CARNEVALE, N. J.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 163, p. 217–227, 2002.
- CASSANO, C. R. et al. Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 3, p. 577–603, 2009.

CHAO, A. et al. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. **Ecology Letters**, v. 8, p. 148–159, 2005.

CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 273–289, 2007.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 430 p.

CHEN, J. M.; BLACK, T. A. Defining leaf area index for non-flat leaves. **Plant, Cell and Environment**, v. 15, n. 4, p. 421–429, 1992.

COLWELL, R. K. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples.**, 2013. Disponível em: <purl.oclc.org/estimates>

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 2, p. 440–448, 2016.

FARAH, F. T. et al. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 397, p. 78–88, 2017.

FIMBEL, R. A.; FIMBEL, C. C. The role of exotic conifer plantations in rehabilitating degraded tropical forest lands: A case study from the Kibale Forest in Uganda. **Forest Ecology and Management**, v. 81, n. 1–3, p. 215–226, 1996.

FRANCONE, C. et al. Comparison of leaf area index estimates by ceptometer and PocketLAI smart app in canopies with different structures. **Field Crops Research**, v. 155, p. 38–41, 2014.

GAHAGAN, A. et al. Carbon fluxes, storage and harvest removals through 60 years of stand development in red pine plantations and mixed hardwood stands in Northern Michigan, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 337, p. 88–97, 2015.

GELDENHUYS, C. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 101–115, 1997.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378–381, 2011.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, n. 4, p. 379–391, 2001.

HARTLEY, M. J. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. **Forest Ecology and Management**, v. 155, p. 81–95, 2002.

HOLL, K. D. et al. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. **Journal of Applied Ecology**, p. 1–9, 2016.

HOLL, K. D.; HOWARTH, R. B. Paying for Restoration. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 3, p. 260–267, set. 2000.

HUBBELL, S. P. et al. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science**, v. 283, n. 5401, p. 554–557, 1999.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012.

INCAPER. **Sistema de Informações Meteorológicas**. Disponível em: <http://hidrometeorologia.incaper.es.gov.br/?pagina=balanco_hidrico_2016>. Acesso em: 25 abr. 2017.

INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. **Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil**. Florianópolis, 2017. Disponível em: <<http://i3n.institutohorus.org.br/www>>. Acesso em: 5 out. 2016

JACKMAN, S. **pscl: Classes and methods for R developed in the Political Science Computational Laboratory, Stanford University**StanfordStanford University, , 2015. Disponível em: <<http://pscl.stanford.edu/>>

JARDIM, J. G. Uma caracterização parcial da vegetação na Região Sul da Bahia, Brasil. **Instituto de Estudos sócio-Ambientais do Sul da bahia e consevation International do Brasil**, p. 1–200, 2003.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>>.

LAMB, D.; ERSKINE, P.; PARROTTA, J. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628–1632, 2005.

LATAWIEC, A. E. et al. Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 844–855, 2016.

LE MAIRE, G. et al. Tree and stand light use efficiencies over a full rotation of single- and mixed-species *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 288, p. 31–42, 2013.

- LEMENIH, M.; GIDYELEW, T.; TEKETAY, D. Effects of canopy cover and understory environment of tree plantations on richness, density and size of colonizing woody species in southern Ethiopia. **Forest Ecology and Management**, v. 194, p. 1–10, 2004.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Malden: Blackwell, 2004. 256 p.
- MELO, A. S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p.21-27, 2008.
- MENEZES, C. M. et al. Caracterização florística-fitossociológica de fragmentos de Floresta Ombrófila Densa da microbacia do Rio dos Cágados, Ituberá, Bahia. **AGIRÁS Revista AGIR de Ambiente e Sustentabilidade**, v. 2, n. 1, p. 12–26, 2010.
- MINNEMEYER, S.; LAESTADIUS, L.; SIZER, N. **A World of Opportunity for Forest and Landscape Restoration Opportunities America**. Washington: World Resource Institute, 2011.
- NICOTRA, A. B.; CHAZDON, R. L.; IRIARTE, S. V. B. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. **Ecology**, v. 80, n. 6, p. 1–17, 1999.
- OKSANEN, J. et al. **Vegan: Community Ecology Package**R. Package, , 2017. Disponível em: <<https://github.com/vegandevs/vegan>>
- PALOMAKI, M. B. et al. Juvenile tree growth in relation to light availability in second-growth tropical rain forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 2, p. 1–4, 2006.
- PARDINI, R. et al. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1178–1190, 2009.
- PAULA, A. DE; SOARES, J. J. Estrutura horizontal de um trecho de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas na Reserva Biológica de Sooretama, Linhares, ES. **Floresta**, v. 41, n. 2, p. 321–334, 2011.
- PEET, R. K. The Measurement of Species Diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 5, p. 285–307, 1974.
- PÉREZ, D. V. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos 3ª edição revista e ampliada**. 3 ed. ed. Brasília: EMBRAPA, 2013.
- PINTO, E. D. P. P.; AMOROZO, M. C. D. M.; FURLAN, A. Conhecimento popular sobre plantas medicinais em comunidades rurais de mata atlântica - Itacaré, BA, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 751–762, 2006.
- PIOTTO, D. et al. Forest recovery after swidden cultivation across a 40-year chronosequence in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. **Plant Ecology**, v. 205, n. 2, p. 261–272, 2009.

POWERS, J. S.; HAGGAR, J. P.; FISHER, R. F. The effect of overstory woody regeneration and species richness in 7-years-old plantations in Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 43–54, 1997.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. VienaR Foundation for Statistical Computing, , 2014. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>

ROLIM, S. G. et al. Recovery of Forest and Phylogenetic Structure in Abandoned Cocoa Agroforestry in the Atlantic Forest of Brazil. **Environmental Management**, v. 59, p. 410–418, 2017.

SCHIAVETTI, A. et al. **Plano de Manejo do Parque Estadual Serra do Conduru**. Ilhéus, 2004. 369 p.

SENBETA, F.; TEKETAY, D.; NÄSLUND, B.-A. Native woody species regeneration in exotic tree plantations at Munessa-Shashemene Forest, southern Ethiopia. **New Forests**, v. 24, n. 2, p. 131–145, 2002.

SERRA, B. D. V.; DA LUZ, C. F. P.; CAMPOS, L. A. DE O. The use of polliniferous resources by *Melipona capixaba*, an endangered stingless bee species. **Journal of insect science (Online)**, v. 12, p. 1–14, 2012.

SILVA, L. A. M.; LISBOA, G.; SANTOS, T. S. DOS. **Nomenclatura vulgar e científica de plantas encontradas na Região Cacaueira da Bahia**. Ilhéus: CEPLAC, 1970. 80 p.

SOLTANI, A.; GALESHI, S. Importance of rapid canopy closure for wheat production in a temperate sub-humid environment: experimentation and simulation. **Field Crops Research**, v. 77, n. 1, p. 17–30, 2002.

STANTURF, J. A.; PALIK, B. J.; DUMROESE, R. K. Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. **Forest Ecology and Management**, v. 331, p. 292–323, 2014.

TAYLOR, G.; DAVIES, W. J. THE CONTROL OF LEAF GROWTH OF BETULA AND ACER BY PHOTOENVIRONMENT. **New Phytologist**, v. 101, n. 2, p. 259–268, out. 1985.

THIJS, K. W. et al. Contrasting cloud forest restoration potential between plantations of different exotic tree species. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 4, p. 472–479, 2014.

TURNBULL, M. H.; YATES, D. J. Seasonal variation in the red/ far-red ratio and photon flux-density in an Australian sub-tropical rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 64, n. 1–2, p. 111–127, 1993.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1991.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. DE. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciencia Florestal**, v. 20, n. 3, p. 533–552, 2010.

VIDAL, M. DAS G.; SANTANA, N. DA S.; VIDAL, D. Flora apícola e manejo de apiários na região do Recôncavo Sul da Bahia. **Revista Acadêmica de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 6, n. 4, p. 503–509, 2008.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 536–538, 1989.

WILHELM, W. W.; RUWE, K.; SCHLEMMER, M. R. Comparison fo tree leaf area index meter ins corn canopy. **Crop Science**, v. 40, p. 1179–1183, 2000.

WILSEY, B. J. et al. Relationships among indices suggest that richness is an imcomplete surrogate for grassland diversity. **Ecology**, v. 86, n. 5, p. 1178–1184, 2005.

WOODGATE, W. et al. An improved theoretical model of canopy gap probability for Leaf Area Index estimation in woody ecosystems. **Forest Ecology and Management**, v. 358, p. 303–320, 2015.

YIRDAW, E. **Restoration of the native woody-species diversity, using plantation species as foster trees, in the degraded highlands of Ethiopia**. 61 p. Academic dissertation - Faculty of Agriculture and Forestry, University of Helsinki, Helsinki , 2002.

YIRDAW, E.; LUUKKANEN, O. Indigenous woody species diversity in Eucalyptus globulus Labill. ssp. globulus plantations in the Ethiopian highlands. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, n. 3, p. 567–582, 2003.

ZAHAWI, R. A.; REID, J. L.; HOLL, K. D. Hidden Costs of Passive Restoration. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 3, p. 284–287, 2014.

ZANINI, K. J. et al. Atlantic rain forest recovery: Successional drivers of floristic and structural patterns of secondary forest in Southern Brazil. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 4, p. 1056–1068, 2014.

ZEILEIS, A.; KLEIBER, C.; JACKMAN, S. Regression Models for Count Data in R. **Journal of Statistical Software**, v. 27, n. 8, p. 1–25, 2008.

ZHANG, C. et al. Effects of Eucalyptus litter and roots on the establishment of native tree species in Eucalyptus plantations in South China. **Forest Ecology and Management**, v. 375, p. 76–83, 2016.

ZHANG, C.; FU, S. Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1391–1396, 2009.

4 IMPACTO ECOLÓGICO E SILVICULTURAL DA COLHEITA DE EUCALIPTO CONSORCIADO COM ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS PARA A RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA

Resumo

Plantações florestais têm o potencial de fomentar a regeneração natural de espécies lenhosas nativas no sub-bosque, contribuindo para a restauração de ecossistemas, seja em plantios mistos ou em plantios homogêneos. Pouco se sabe, no entanto, quais são os efeitos da colheita da madeira nas árvores de espécies nativas estabelecidas e no estrato regenerante da comunidade. Foi realizada a colheita de eucalipto consorciado com espécies nativas, aos 4 e 5 anos do plantio, por dois sistemas de colheita. Nós avaliamos os impactos ecológicos e silviculturais da colheita do eucalipto em modelos de restauração florestal a fim e compreender se esses impactos são capazes de inviabilizar a restauração de florestas degradadas. Nossos resultados demonstraram que a colheita do eucalipto gera impactos na comunidade florestal, com cerca de 60% das árvores plantadas de espécies nativas quebradas ou danificadas pela operação. No entanto, esses impactos foram amenizados em pouco tempo. Quatorze meses depois, as trajetórias do tratamento em que foi realizada a colheita do eucalipto apresentou resultados semelhantes ao tratamento em que a colheita não foi realizada, indicando que impactos como abertura drástica do dossel, perdas de densidade, riqueza e similaridade de espécies da regeneração natural entre ambos, não foram significativas. Dentre os modelos de plantio e sistemas de colheita testados, o modelo que adota linhas duplas de árvores de eucalipto e de árvores de espécies nativas com colheita mecanizada (*harvester + forwarder*) foi o que apresentou os menores índices de danos às árvores. Para mitigar os impactos da colheita do eucalipto consorciado com espécies nativas em plantios de restauração florestal, recomendamos que os consórcios sejam implantados em faixas mais amplas, que facilitem as operações de colheita e minimizem seus impactos nas árvores nativas plantadas remanescentes ou regenerantes.

Palavras-chave: Recomposição florestal; Restauração florestal; Exploração madeireira; Danos da colheita de madeira; Colheita florestal; Espécies facilitadoras; Regeneração natural; Competição; Plantios consorciados; Reserva Legal

Abstract

Forest plantations have the potential to foster the natural regeneration of native timber species in the understory, contributing to the restoration of ecosystems, either in mixed plantations or in monoculture. Little is known, however, about the effects of timber harvesting over established native tree

species and over the regenerating stratum of the community. Eucalyptus was harvested at the age of 4 and 5 years, using two harvesting systems. We evaluated the ecological and silvicultural impacts of Eucalyptus harvesting to understand if these impacts are severe enough to consider this alternative as not feasible for the restoration of the Brazilian Atlantic Forest. Our results show that the harvest does impact the community of native trees, with about 60% being broken or damaged by the operation. However, these impacts were alleviated in a short time. Fourteen months later, the development of the stands where Eucalyptus was harvested was similar to the stands where harvest was not performed, indicating that the impacts such as drastic opening of the canopy, density decreases, and differences in natural regeneration richness and similarity were not significant. Among the tested plantation designs and harvesting systems, stands of Eucalyptus and native species intercropped in double rows harvested using a harvester plus a forwarder was the one that showed the least damage to native trees. To mitigate the impacts of Eucalyptus harvesting in this forest restoration approach, we recommend the use of wider spacing to facilitate harvesting operations and minimize the impacts over planted native trees and young individuals regenerating.

Keywords: Reforestation; Forest restoration; Logging; Logging damage; Forest harvesting; Facilitation; Natural regeneration; Competition; Intercropped plantation; Legal Reserve

4.1 Introdução

Plantações florestais têm o potencial de fomentar a regeneração natural de espécies lenhosas nativas no sub-bosque e, assim, contribuir para a restauração de ecossistemas florestais tropicais (FEYERA; BECK; LÜTTGE, 2002; PARROTTA, 1995; PRYDE et al., 2015; SENBETA; TEKETAY; NÄSLUND, 2002; SILVA JUNIOR; SCARANO; CARDEL, 1995; VIANI; DURIGAN; MELO, 2010). No entanto, a riqueza de espécies, densidade de indivíduos e características do crescimento das espécies colonizadoras variam consideravelmente entre plantações de diferentes espécies, mesmo em áreas próximas (LEMENIH; GIDYELEW; TEKETAY, 2004). Os atributos das espécies arbóreas plantadas, as características do sítio, a idade do plantio, o tipo de solo, a proximidade a florestas primárias, disponibilidade de fauna dispersora, a intensidade do manejo das plantações e as características de copa das plantações são alguns dos fatores responsáveis por essas variações (BROCKERHOV et al., 2008; CHAZDON et al., 2007; HOLL et al., 2016; LEMENIH; GIDYELEW; TEKETAY, 2004). O potencial dessas plantações em facilitar os processos ecológicos que desencadeiam e guiam a sucessão secundária pode ser observado principalmente em talhões onde não é realizada a

limpeza do sub-bosque e em paisagens com maior cobertura de vegetação nativa. Caso as espécies plantadas sejam de vida curta e não regenerem no sub-bosque por serem intolerantes ao sombreamento – como a maioria das espécies arbóreas comerciais –, elas podem desaparecer inteiramente do sistema e resultar na recuperação de ecossistemas florestais nativos (PARROTA; TURNBULL; JONES, 1997). Assim, identificar os fatores que impedem ou promovem a regeneração de espécies nativas em plantações florestais comerciais é fundamental para determinar o potencial das espécies plantadas em servirem como catalizadores da sucessão florestal (DÍAZ; CABIDO, 2001; FIRN; ERSKINE; LAMB, 2007; PARROTA; TURNBULL; JONES, 1997). No entanto, para que a comunidade regenerante no sub-bosque de plantações florestais possa ser aproveitada para a restauração de ecossistemas nativos, é necessário que os impactos da colheita de madeira sejam minimizados a ponto de não inviabilizar a regeneração da floresta.

Considerando que toda plantação com fins madeireiros demanda, obviamente, a extração de madeira, a definição do processo de colheita exige um planejamento minucioso (GUARIGUATA; A. PINARD, 1998), antes mesmo da implantação. Variáveis como o espaçamento de plantio, densidade, a composição e arranjo das espécies em campo interferem diretamente nos métodos a serem adotados para a colheita. Se por um lado existe tecnologia avançada para a colheita de árvores em florestas comerciais – com grande eficiência e rendimento operacional, seja em zonas de manejo florestal de florestas tropicais maduras ou em sistemas simplificados de plantações monoespecíficas –, pouco se conhece sobre o impacto dessa operação em áreas com regeneração natural desenvolvida. No caso da Mata Atlântica no Brasil, por exemplo, a Lei da Mata Atlântica (Lei Nº 11.428/2006; Resolução CONAMA Nº 388/2007) proíbe a supressão de plantações florestais com regeneração natural em estágio médio a avançado de desenvolvimento, o que faz com que essa atividade sequer possa ser realizada de maneira legal no bioma. Desse modo, temos que considerar a importância da geração de conhecimentos sobre os efeitos da colheita de árvores de grande porte na regeneração natural, principalmente se considerarmos a demanda de projetos de restauração florestal que adotem espécies comerciais na fase inicial do plantio, visando a geração de renda para a amortização total ou parcial dos custos de implantação de projetos de restauração florestal. Nesses casos, o plantio florestal passa a associar questões de ordem econômicas e ecológicas, e, logo, o impacto da colheita na

vegetação remanescente se torna ainda mais relevante a fim de viabilizar a continuação do processo de restauração ecológica da área.

Assim, podemos considerar que qualquer atividade de colheita que envolva a derrubada de árvores de grande porte em uma floresta em desenvolvimento é capaz de gerar danos consideráveis. Supondo a colheita de 50% das árvores plantadas em uma dada área – configuração dos projetos de restauração florestal implantados de forma experimental no Brasil e que atendem às condições permitidas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012) – devemos considerar uma abertura bastante expressiva do dossel e, caso esses danos sejam ignorados, seu impacto sobre a vegetação pode impossibilitar a restauração da floresta manejada (LOTFALIAN et al., 2010; SIST; FERREIRA, 2007). Isso porque o corte e a remoção das árvores fragmentam o dossel, danificam as copas das árvores vizinhas e permitem uma maior entrada de luz no interior da floresta, criando condições que facilitam o recrutamento e crescimento da regeneração natural, das árvores remanescentes ou o crescimento vigoroso de espécies não-arbóreas (EDWARDS et al., 2014; PUTZ et al., 2008), como trepadeiras, subarbustos, herbáceas nativas e herbáceas exóticas invasoras. Outro impacto importante se refere às quebras e injúrias que a derrubada e o arraste das árvores removidas pode provocar nas árvores remanescentes de espécies nativas (BERTAULT; SIST, 1997; SIST; NGUYEN-THÉ, 2002).

Por se tratar da espécie florestal mais plantada no Brasil – aproximadamente 7,5 milhões de hectares (IBGE, 2016) –, o eucalipto se destaca como uma espécie potencial em plantios de restauração florestal. Com silvicultura extremamente desenvolvida e adaptada para diversas regiões do país, crescimento rápido, baixo potencial invasor de áreas naturais (MULLER DA SILVA et al., 2011) e mercado estabelecido para diversos usos da madeira, o uso de eucalipto nesses projetos surge como uma proposta de geração de renda nos primeiros anos de crescimento da floresta em processo de restauração. Isso devido à sua capacidade de atender aos papéis de espécie comercial (produção de madeira em grandes volumes e em curto prazo), espécie pioneira (sombreamento e formação de uma estrutura florestal) e facilitadora (do crescimento das demais espécies plantadas e do desenvolvimento da regeneração natural). No entanto, por ser uma espécie de crescimento muito rápido e grande porte (árvores podem alcançar 30 metros de altura em 4 ou 5 anos), o eucalipto pode dominar a estrutura de plantações jovens consorciadas com espécies nativas, sua

queda sobre árvores menores (em diâmetro e altura) ou o movimento das toras no arraste pode provocar a morte imediata das árvores/arvoretas de espécies nativas pela quebra do tronco ou as expõe a infecções tardias por organismos xilófagos, facilitadas nas áreas que sofreram alguma injúria (MARTIN et al., 2014). No entanto, deve haver algum grau de tolerância para estes danos (LOTFALIAN et al., 2010), pois a colheita da madeira se faz necessária para a viabilização econômica da restauração. Assim, medidas como o direcionamento correto da queda da árvore (FORSHEED et al., 2006), a definição das trilhas de arraste ou passagem das toras (JOHNS; BARRETO; UHL, 1996; SIST et al., 2003) e das pilhas de armazenamento, controle de herbáceas (com o coroamento dos regenerantes de menor porte para facilitar a sua visualização) são exemplos de medidas que podem reduzir os danos imediatos e futuros da colheita em plantações florestais mistas.

É um consenso que a exploração madeireira afeta os processos ecológicos nas florestas, porém não se sabe ainda de que maneira esses processos são impactados (CLARK; COVEY, 2012), principalmente no caso de plantios mistos voltados à restauração florestal. Por isso, é importante quantificar os distúrbios resultantes da colheita e compreender como a floresta se regenera posteriormente (KARSTEN; MEILBY; LARSEN, 2014). A regeneração florestal, seja numa área de colheita de madeira ou impactada por outro distúrbio, é regulada por um conjunto complexo de interações entre os fatores do sítio, a história e estrutura da paisagem e a composição regional de espécies, incluindo espécies não nativas (CHAZDON et al., 2007).

Ao longo do processo de formação da estrutura florestal em uma área plantada jovem, a permeabilidade dessa estrutura e da paisagem à dispersão de propágulos é fundamental para o desenvolvimento dos processos ecológicos que envolvem a regeneração natural (CHAZDON, 2016), determinando a velocidade com que esses processos ocorrerão (HUBBELL et al., 1999). Se as condições biológicas forem favoráveis, mecanismos como a brotação de raízes e formação de um banco de sementes e plântulas fazem com que o processo de restauração florestal fortaleça a resiliência do ecossistema com o tempo, determinando, juntamente com as variáveis ambientais (clima favorável, fonte de propágulos e agentes de dispersão), as características da floresta do futuro (BROCKERHOV et al., 2008). Assim, embora os impactos da colheita à regeneração natural sejam esperados, não sabemos qual será a trajetória a ser seguida pelos processos de sucessão após algum

tempo, podendo, ainda, esse distúrbio ser benéfico pela maior disponibilidade de recursos (KARSTEN; MEILBY; LARSEN, 2014).

Diante disso, o objetivo desta pesquisa foi o de analisar os impactos ecológicos e silviculturais da colheita de eucalipto consorciado com espécies arbóreas nativas em modelos de restauração da Mata Atlântica. Com base nesse objetivo, buscamos responder:

1) Qual a severidade dos danos gerados pela colheita do eucalipto nas árvores de espécies nativas plantadas em consórcio com o eucalipto?

2) Qual o impacto do consórcio com o eucalipto e de sua colheita na radiação fotossinteticamente ativa interceptada no sub-bosque, mensurada pela razão entre a luz na faixa do vermelho e a luz na faixa do vermelho longo (razão R:FR)?

3) Qual o impacto da colheita do eucalipto no crescimento diamétrico das espécies nativas plantadas no consórcio?

4) Qual o impacto do consórcio com o eucalipto e de sua colheita na comunidade regenerante de espécies nativas?

Considerando o rápido crescimento do eucalipto em relação às espécies nativas, espera-se que a atividade de colheita gere impactos na comunidade florestal remanescente, em modelos consorciados. A abertura significativa do dossel (dominado pelas copas dos eucaliptos), o impacto da queda de árvores de grande porte (que pode danificar fisicamente as árvores remanescentes, quebrando-as ou causando injúrias em diferentes partes da árvore) e o impacto ao estrato regenerante são fatores importantes de serem verificados com a finalidade de avaliar o impacto da colheita do eucalipto em sistemas consorciados com espécies nativas, bem como a viabilidade destes modelos como uma alternativa à restauração florestal com finalidade de uso econômico da floresta.

4.2 Material e métodos

4.2.1 Áreas de estudo

Desenvolvemos este trabalho em duas áreas experimentais² (Figura 7) nos municípios de Igrapiúna – BA (região do Baixo Sul do estado) e Aracruz – ES. Ambas correspondem a experimentos florestais implantados em parceria com instituições do setor florestal e ambiental e o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, e buscam compreender a dinâmica ecológica e silvicultural da produção de madeira nativa no contexto da restauração florestal. Estes experimentos adotaram modelos de restauração florestal que consorciavam espécies nativas de potencial de produção de madeira serrada com espécies pioneiras comerciais ou apenas com espécies nativas sem interesse comercial.

Figura 6 - Localização das áreas de estudo nos estados da Bahia (município de Igrapiúna) e Espírito Santo (município de Aracruz).

² A área experimental localizada no município de Mucuri – BA não foi incluída neste estudo por se tratar de um plantio mais jovem que os demais e, portanto, não permitir a realização da operação de colheita do eucalipto em tempo hábil nesta pesquisa.

O experimento de Igrapiúna – BA (IGR) está localizado no interior das Fazendas Reunidas Vale do Juliana (FRVJ) (13,91°S, 39,34°O), a 352 m de altitude, sendo os solos da região classificados como Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos de textura argilosa (PÉREZ et al., 2013). O clima é classificado como Af (clima tropical úmido ou superúmido - Köppen, sem estação seca, e com temperatura média do mês mais quente superior a 18°C), com precipitação média de 2.022 mm anuais bem distribuída ao longo do ano e temperatura média anual de 25°C (ALVARES et al., 2013). A vegetação predominante é constituída por remanescentes de Floresta Ombrófila Densa Submontana e Montana do bioma Mata Atlântica (IBGE, 2012). A paisagem regional é caracterizada por fragmentos florestais maduros e inseridos em um mosaico de áreas desmatadas, florestas secundárias e plantações de cacau sombreadas por árvores nativas (sistema de cabruca) (PARDINI et al., 2009), o que confere à produção regional de cacau algumas características favoráveis à cobertura florestal e, logo, à conservação da biodiversidade (ROLIM et al., 2017). O entorno imediato da área experimental é composto por um mosaico de pastagens, sistemas agroflorestais de baixa diversidade (cacau, pupunha e banana), plantações comerciais de eucalipto e remanescentes florestais, havendo um fragmento florestal degradado ao lado da área estudada.

O experimento de Aracruz – ES (ARA) se localiza no distrito de Riacho (19,73°S, 40,09°O) a 22 m de altitude. O solo da área experimental foi classificado como Argissolo Amarelo típico de baixa fertilidade natural (PLANO DE MANEJO FLORESTAL UNIDADE ARACRUZ – Fibria, dados não publicados). O clima da região é classificado como Aw (clima tropical com inverno seco), na classificação de Köppen, com temperatura média de 23,4°C e precipitação média de 1.304 mm anuais com chuvas concentradas entre outubro e março (ALVARES et al., 2013). A vegetação natural é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (Floresta de Tabuleiros) e se caracteriza por uma vegetação bastante típica com alto grau de endemismo e elevada densidade de lianas (IBGE, 2012; VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991).

4.2.2 Delineamento experimental

Ambas as áreas de estudo adotaram delineamentos em blocos ao acaso e abordaram tratamentos que comparam: a) modelos exclusivos de espécies nativas com espécies iniciais para recobrimento da área e espécies potenciais para a produção de madeira serrada; e b) modelos de consórcio entre espécies nativas com potencial de produção de madeira serrada e eucalipto como espécie pioneira comercial. As espécies nativas foram classificadas em grupos de plantio (espécies de recobrimento, de crescimento moderado e crescimento lento) e as linhas de plantio destes grupos foram intercaladas de modo com que as linhas de espécies de recobrimento ou pioneira comercial favorecessem o crescimento das linhas de espécies de crescimento moderado e lento pelo sombreamento precoce e rápida cobertura do solo. A sequência de espécies nativas nas linhas de plantio de cada grupo sucessional manteve-se a mesma entre todos os tratamentos de cada experimento, sendo possível avaliar o efeito das espécies de recobrimento ou pioneira comercial no desenvolvimento das espécies nativas dos demais grupos de cada sítio.

O manejo silvicultural dos plantios foi similar, com adubação de base e cobertura de acordo com as necessidades de cada solo, controle de plantas daninhas com pulverização de glifosate e controle de formigas cortadeiras com iscas inseticidas.

4.2.2.1 Igrapiúna (IGR)

O experimento de Igrapiúna (IGR) foi implantado em julho de 2011. Cada parcela é composta por 180 plantas, em espaçamento 2 x 3 m (1.667 indivíduos por hectare), sendo adotada uma bordadura simples, o que resulta em parcelas efetivas de 780 m² com 130 indivíduos, somando 1,94 ha. Foram plantadas 31 espécies nativas de diferentes grupos funcionais (ANEXO A) e quatro clones de eucalipto sendo dois clones de *Eucalyptus urophylla* (I144 e H15) e dois híbridos de *E. urophylla* x *E. grandis* (HC1528 e I224). Os clones foram distribuídos de forma sistemática nas linhas de plantio de modo a sempre repetir a mesma posição em cada grupo de duas linhas. O delineamento experimental consiste de blocos ao acaso com três tratamentos e seis repetições havendo o sorteio aleatório da posição dos tratamentos nos blocos. Os tratamentos adotados são: a) apenas espécies com alta diversidade de espécies pioneiras; b) espécies nativas e eucalipto, com colheita do eucalipto; e c) espécies nativas e eucalipto, sem colheita do eucalipto. Os dois tratamentos que adotam

o eucalipto como espécie pioneira possuem a mesma configuração espacial e de distribuição de espécies, diferenciando-se pela colheita de todas as árvores de eucalipto realizada aos 45 meses do plantio, em maio de 2015.

4.2.2.2 Aracruz (ARA)

O experimento de Aracruz (ARA) foi implantado em junho de 2011. Cada parcela é composta por 240 indivíduos, sendo adotada uma bordadura dupla, o que resulta em 120 indivíduos na parcela efetiva de 1.080 m², somando 4,21 ha. O espaçamento adotado foi o de 3 x 3 m, tanto para as espécies nativas como para o eucalipto, resultando em 1.111 indivíduos por hectare. Foram plantadas 40 espécies nativas (ANEXO C) e para o eucalipto foi adotado o clone 6437, um híbrido de *E. grandis* x *E. urophylla*, desenvolvido pelo programa de melhoramento genético da Fibria, com uso adequado para celulose. Foi adotado o delineamento em blocos ao acaso com quatro tratamentos e cinco repetições, sendo sorteada a posição da parcela no bloco. Os tratamentos abordados em ARA são: a) espécies nativas com alta diversidade de espécies pioneiras; b) espécies nativas e eucalipto plantados em linhas simples; e c) espécies nativas e eucalipto plantados em linhas duplas. A colheita de todas as árvores de eucalipto dos tratamentos consorciados foi realizada 57 meses do plantio, em maio de 2016.

4.2.3 Colheita do eucalipto em sistemas consorciados com espécies nativas

Em IGR, a colheita foi realizada através de um sistema semi-mecanizado com o uso de motosserra para o corte, desgalhamento e traçamento das árvores e tração animal para o arraste das toras (baldeio). O traçamento adotado foi o de toretes de 1 m para uso na produção de energia e de 2,5 m para mourões de cerca. O empilhamento foi realizado manualmente em pequenos pátios adjacentes às parcelas colhidas. Esse método foi adotado em função do contexto socioeconômico local (que exige sistemas de baixo custo e pouco emprego de tecnologia), uso da madeira no contexto regional, além do relevo acidentado e isolamento da área de estudo em relação a outras áreas florestais produtivas, o que dificulta a viabilidade do uso de maquinário para a operação. Em contrapartida, em ARA foi adotado o sistema *Harvester + Forwarder*, um sistema totalmente mecanizado em que o *Harvester*

realiza o corte, desgalhamento, descascamento e traçamento das árvores e o *Forwarder* realiza o baldeio (auto carregamento) e empilhamento das toras. Toda a operação de colheita foi viabilizada e operacionalizada pela Fibria (empresa florestal), cuja fábrica se localiza nas proximidades do experimento, sendo toda a madeira destinada para a produção de celulose, com traçamento em toras de 6 m.

4.2.4 Coleta de dados

4.2.4.1 Impactos da colheita do eucalipto nos indivíduos de espécies nativas remanescentes

Avaliamos os danos silviculturais da operação de colheita do eucalipto ocasionou nas espécies nativas plantadas nos modelos testados. Para isso, utilizamos uma metodologia adaptada de BERTAULT e SIST (1997) e SIST e NGUYEN-THÉ (2002), que descreve os danos ocasionados nas diferentes estruturas da árvore, como tronco, copa, casca e madeira, indica quando a árvore foi quebrada pela operação, além de diagnosticar possíveis abalos à mesma através da avaliação da retidão do fuste (inclinação da árvore) (Tabela 4).

Tabela 4 – Critérios de avaliação de danos silviculturais nos indivíduos remanescentes de espécies nativas em modelos consorciados após colheita do eucalipto. Adaptado de BERTAULT; SIST (1997) e SIST; NGUYEN-THÉ (2002).

Código	Descrição
Árvores quebradas	
T1	Árvores quebradas com altura < 3 m antes da colheita
T2	Árvores quebradas com altura > 3 m antes da colheita
T3	Árvores quebradas mas vivas e após 7 meses
AD	Árvore desraigada (arrancada pela raiz)
Danos de copa	
C1	Dano de copa menor, apenas pequenos galhos quebrados
C2	Dano de copa médio, galhos médios quebrados
C3	Dano de copa severo, no mínimo metade da copa destruída
Árvores inclinadas	
I1	Ângulo de inclinação < 20° (Não inclinada)
I2	Ângulo de inclinação entre 20° e 45° (Inclinada)
I3	Ângulo de inclinação > 45° (Muito inclinada)
Casca e madeira	
CM1	Menor, apenas pequena parte da casca removida
CM2	Médio, casca e madeira afetados
CM3	Severo, casca e madeira afetados em grande faixa do tronco

Classificamos as árvores em quebradas (árvores quebradas pelo tronco durante a colheita), danificadas (que sofreram algum tipo de dano na copa, casca/madeira, inclinação do fuste, não incluindo as árvores quebradas) e não danificadas (que não foram quebradas nem sofreram nenhum tipo de dano). Algumas árvores sofreram mais de um tipo de dano, sendo considerada danificada aquela com pelo menos um desses tipos no processo de avaliação. Em ARA, mensuramos a altura total e as larguras das copas das árvores nativas (sentidos Norte-Sul e Leste-Oeste) sendo calculada a área de copa individual de cada árvore. Neste local foi calculada as percentagens de perda de copa e de altura total que foram incluídas na categoria de árvores danificadas. Uma avaliação geral de todos os tipos de danos foi realizada antes da colheita, visando identificar os possíveis defeitos prévios das árvores, validando o real impacto gerado pela operação. Em ambas as áreas, foi realizada uma avaliação da sobrevivência das árvores quebradas e danificadas sete meses após a colheita do eucalipto, verificando o impacto da colheita na sobrevivência das árvores nativas remanescentes.

4.2.4.2 Impactos da colheita do eucalipto na quantidade e qualidade da luz interceptada no sub-bosque de plantios de restauração florestal

Mensuramos a quantidade e a qualidade da luz interceptada no sub-bosque dos tratamentos implantados em IGR através de um sensor que avalia a razão entre as faixas de luz vermelha (*Red light*) e o vermelho longo (*Far-red light*), aqui denominada de razão R:FR. A medição da razão R:FR foi realizada utilizando-se o sensor Skye SKR 110 Red : Far-Red (Skye Instruments Ltd.) que captura a luz recebida na faixa de 660 a 730 nm e elimina a necessidade de mensuração simultânea da luz fora do dossel florestal (CAPERS; CHAZDON, 2004; TAYLOR; DAVIES, 1985). Para a melhor compreensão do equipamento, a luz da atmosfera recebida pelo dossel florestal tem sua composição espectral alterada na medida em que passa pelas copas das árvores e alcança o subosque, sendo caracterizada por uma baixa relação entre a radiação do vermelho (655-665 nm) – faixa mais utilizada pelas plantas na fotossíntese – e o vermelho longo (725-735 nm) – faixa não absorvida pelas plantas (TURNBULL; YATES, 1993). Assim, a razão R:FR mensurada no sub-bosque é diretamente afetada pelo nível de fechamento e estrutura das copas (CAPERS; CHAZDON, 2004) e quanto menor a razão R:FR, mais fechado é o dossel no ponto analisado. Consequentemente,

quanto mais se aproxima de 1 a razão R:FR indica um dossel aberto, com interceptação muito baixa da faixa do vermelho.

As medições foram realizadas sempre sob condições de intensa nebulosidade, com predomínio da luz difusa (PALOMAKI et al., 2006). Este método foi escolhido em virtude das condições climáticas do local serem favoráveis, com dias nublados e/ou chuvosos distribuídos por todo o ano, além da facilidade logística do método por não exigir a mensuração simultânea da luz fora do dossel florestal (uma vez que o experimento é cercado por plantações comerciais de eucalipto e um remanescente florestal, sem áreas abertas no entorno). Realizamos as leituras com o sensor apoiado em um tripé, nivelado por um nível de bolha, a uma altura de 0,80 m em relação ao solo. Foram realizadas 24 leituras por parcela, cujos pontos de leitura foram determinados de modo que houvesse 4 pontos de amostragem em cada uma de seis entrelinhas da parcela. Logo que definida a posição dos pontos na primeira parcela, a mesma posição foi repetida para todas as demais parcelas do experimento. Os dados foram coletados no momento anterior à colheita do eucalipto (abril de 2015), imediatamente posterior à operação de colheita (maio de 2015) e quatorze meses após a operação (julho de 2016).

4.2.4.3 Impacto da colheita do eucalipto no crescimento diamétrico das espécies nativas plantadas no consórcio

Avaliamos o crescimento dos indivíduos de espécies nativas plantados em IGR mediante a coleta de dados de circunferência à altura do peito (CAP), a 1,30 m do solo, de todos os indivíduos com altura maior que 1,30 m presentes nas parcelas efetivas dos tratamentos, utilizando uma fita graduada. Para os indivíduos com fustes múltiplos mensuramos o CAP dos cinco maiores fustes da árvore. Convertemos os dados de CAP em diâmetro à altura do peito (DAP), assumindo a forma circular dos troncos. Para os indivíduos com múltiplos fustes, foi calculado o diâmetro equivalente (DAP_{eq}) de cada árvore (Equação 1), que permite comparações precisas entre árvores com fustes simples e múltiplos (MACKDICKEN; WOLF; BRISCOE, 1991; NUNES, 2013).

$$DAP \text{ equivalente} = \sqrt{(d1^2 + d2^2 + \dots + dn^2)} \quad (\text{Equação 1})$$

Os dados de DAP equivalente foram avaliados em quatro idades diferentes (31, 45, 53 e 60 meses), compreendendo um período de 2,4 anos de crescimento das espécies nativas plantadas (dos grupos de crescimento moderado a lento, comuns a todos os tratamentos), sendo que a colheita foi realizada aos 45 meses (conforme descrito anteriormente). As espécies nativas mensuradas correspondem àquelas dos grupos de crescimento moderado a lento e comuns a todos os tratamentos (vinte e uma espécies).

4.2.4.4 Impacto do consórcio com o eucalipto e de sua colheita na comunidade regenerante de espécies nativas

A amostragem da regeneração natural e cobertura de gramíneas foi realizada por meio da instalação de subparcelas de 2 x 2 m (4 m²). Todas as subparcelas foram demarcadas e identificadas com cano de PVC o que viabilizou a coleta repetida dos dados no mesmo ponto amostral. Cada subparcela foi posicionada sistematicamente na parcela experimental, de modo que, na primeira parcela do experimento, a posição de cada subparcela foi sorteada aleatoriamente em relação ao croqui, tomando-se a posição x,y do ponto (número da linha x número da planta) e repetindo-a em todas as demais parcelas dos tratamentos. Instalamos 6 subparcelas (4 m²) em cada parcela experimental de 780 m², totalizando 36 pontos de amostragem em cada tratamento (considerando-se as repetições).

A regeneração natural foi amostrada nestas mesmas subparcelas, onde foi feita a identificação e contagem de todos os indivíduos de plantas encontrados de árvores e arbustos na primeira amostragem, acrescentando-se ervas e trepadeiras nas demais coletas de dados. Os indivíduos menores que 0,20 m não foram amostrados devido à maior dificuldade de identificação das plântulas e da necessidade de uma amostragem apenas dos indivíduos já estabelecidos, excluindo-se aqueles com maior probabilidade de mortalidade iminente (NICOTRA; CHAZDON; IRIARTE, 1999). Para os exemplares não identificados em campo, foi coletado material vegetativo e/ou reprodutivo (quando possível) para posterior identificação. A identificação comparativa foi realizada através de consulta às publicações

bibliográficas existentes para a área de estudo (JARDIM, 2003; MENEZES et al., 2010; PINTO; AMOROZO; FURLAN, 2006; SCHIAVETTI et al., 2004; SILVA; LISBOA; SANTOS, 1970; VIDAL; SANTANA; VIDAL, 2008) e posterior pesquisa em herbários virtuais (<http://inct.florabrasil.net/herbario-virtual> e <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>), além de comparação com exsicatas no Herbário ESA da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo, com o apoio e verificação de um especialista. As espécies que não puderam ser identificadas (pela qualidade do material botânico e/ou ausência de material reprodutivo) foram classificadas em morfoespécies.

A coleta de dados foi realizada em três momentos, sendo o primeiro no momento anterior à colheita do eucalipto (em maio de 2015; T1), o segundo, sete meses após a colheita (em dezembro de 2015; T2) e o terceiro após 14 meses (em julho de 2016; T3). Os dados de T1 expressam a regeneração natural estabelecida em um período de dezesseis meses, quando foi realizada a última intervenção de limpeza/roçada da área experimental.

4.2.5 Análise dos dados

Após a coleta dos dados de regeneração natural, foi preparada uma listagem florística das espécies encontradas em IGR nos três períodos de tempo em relação à colheita do eucalipto. As famílias foram classificadas de acordo com o *Angiosperm Phylogeny Group* III (APG III, 2009). As espécies foram classificadas quanto à forma de vida (árvores, arbustos, ervas e trepadeiras) e sua origem (nativas e exóticas) para as quais foi seguida a base de dados da Lista de Espécies da Flora do Brasil (JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO, 2017). Foram calculadas a densidade de indivíduos (número de espécies por hectare), a riqueza de espécies e a similaridade florística. A riqueza de espécies (número de espécies existentes em uma determinada área) foi estimada a partir do método de rarefação com o objetivo de padronizar o número de espécies pelo número de indivíduos amostrados (GOTELLI; COLWELL, 2001; PIOTTO et al., 2009) em cada tempo, sendo a riqueza rarefeita menor ou igual à riqueza observada (BONE; LAWRENCE; MAGOMBO, 1997). As espécies exóticas e as espécies que pertenciam à lista de espécies plantadas foram excluídas a fim de analisar apenas a regeneração espontânea de espécies nativas nos tratamentos). A riqueza rarefeita para cada forma de vida foi estimada através da função *rarefy* do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2017), no ambiente R (R CORE TEAM, 2014). A similaridade da composição florística foi

calculada através do estimador de Chao-Jaccard, baseado em abundância (CHAO et al., 2005) através do software EstimateS (COLWELL, 2013). Esse índice tem um valor máximo de um quando todas as espécies são compartilhadas e de zero quando nenhuma espécie é compartilhada (BAYNES et al., 2016). Comparamos a similaridade da vegetação entre os tratamentos em cada tempo avaliado (abordando todas as formas de vida) e entre os tratamentos em relação ao tempo (apenas espécies de árvores e arbustos).

Para todas as variáveis analisadas, a homocedasticidade dos dados e a homogeneidade da variância dos resíduos da regressão foram verificadas visualmente. Quando diferenças significativas entre as variâncias (ANOVA com $p < 0,05$) foram encontradas, foi utilizado como teste post hoc o teste HSD (*Honest Significant Differences*) de Tukey para verificar o teste de contraste de interações. A avaliação da dinâmica da razão R:FR no sub-bosque, a dinâmica de crescimento em diâmetro das espécies nativas e a densidade de indivíduos coletados na regeneração natural foram realizadas através da ANOVA *Two-way* para medidas repetidas. Os dados de DAP equivalente (logaritmizados) foram ajustados por modelos lineares de efeitos mistos através dos pacotes *nlme* (PINHEIRO et al., 2017) e *multcomp* (HOTHORN; FRANK; WESTFALL, 2008) e o teste de interações foi realizado com apoio do pacote *phia* (ROSARIO-MARTINEZ, 2015). Os dados da razão R:FR no sub-bosque e de densidade de indivíduos – coletados nas 108 subparcelas – foram analisados por modelos lineares de efeitos mistos ajustados através da função *glmer* do pacote *lme4* (BATES et al., 2015), sendo os dados de densidade de indivíduos (contagem) ajustados para a família Poisson. Os testes de interações foram realizados com o apoio dos pacotes *phia* e *lsmeans* (LENTH, 2016).

Para a avaliação dos danos silviculturais nas espécies nativas, após a colheita do eucalipto, calculamos as médias percentuais de cada categoria considerando o número total de árvores nativas vivas no momento anterior à operação de colheita em cada parcela. Indicamos os tipos de danos ocorridos nas árvores danificadas e a intensidade destes danos e comparamos as percentagens totais de árvores quebradas e danificadas entre os tratamentos de ARA através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (devido à ausência de homocedasticidade dos dados para todas as variáveis).

4.3 Resultados

4.3.1 Impactos da colheita do eucalipto nos indivíduos plantados remanescentes

As árvores de eucalipto apresentaram, em média, DAP de 17 cm em todos os tratamentos e sítios, apesar das árvores em ARA terem sido plantadas há mais tempo (58 meses) em comparação com IGR (45 meses) (Tabela 5). A colheita não mecanizada do eucalipto em IGR resultou em maior percentagem de árvores quebradas (~17%), ao passo que a colheita com *harvester* no consórcio em linhas duplas de ARA não resultou na quebra de nenhuma árvore, mas no consórcio em linhas simples essa porcentagem foi superior (~11%). Das árvores quebradas, e aparentemente destruídas pela operação de colheita, mais de 80% rebrotaram e foram classificadas como vivas sete meses após a quebra (~97,5% do total de árvores plantadas), havendo diferenças significativas ($p=0,019$) entre os tratamentos de ARA. O consórcio de IGR e modelo de consórcio em linhas simples de ARA, mesmo com sistemas de colheita diferentes, apresentaram taxas semelhantes com relação às árvores danificadas. O modelo de consórcio em linhas duplas apresentou a menor taxa observada para árvores danificadas (menos que um terço da taxa observada nos demais tratamentos), diferindo-se do consórcio em linhas simples ($p=0,009$). A sobrevivência das árvores danificadas foi muito alta em todos os tratamentos de ambas as áreas de estudo (~99%).

Tabela 5 – Aspectos gerais sobre os impactos da colheita do eucalipto em sistemas consorciados com espécies nativas implantados em Igrapiúna-BA (IGR) e Aracruz-ES (ARA) (média $\pm$ erro padrão). Letras referem-se a semelhanças ou diferenças entre os tratamentos identificadas pelo teste de comparação de pares de Wilcoxon ($\alpha=0,05$) para dados não-paramétricos.

Variáveis	IGR ¹	ARA ²		p-valor
		Linhas simples	Linhas duplas	
Área basal Eucalipto ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	18,90 $\pm$ 0,17	12,74 $\pm$ 0,43	8,79 $\pm$ 0,29	-
Área basal Espécies nativas antes da colheita ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	1,86 $\pm$ 0,17	1,42 $\pm$ 0,13	2,17 $\pm$ 0,08	-
Área basal Espécies nativas após a colheita ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	1,84 $\pm$ 0,18	1,38 $\pm$ 0,15	2,17 $\pm$ 0,08	-
Redução da área basal de espécies nativas após a colheita (%)	1,05	2,60	0,00	-
Árvores nativas quebradas (%) ³	16,94 $\pm$ 3,38	11,36 $\pm$ 1,64 a	0,0 $\pm$ 0,0 b	0,005
Árvores nativas quebradas que morreram após 7 meses (%) ³	2,59 $\pm$ 0,49	2,49 $\pm$ 0,71 a	0,0 $\pm$ 0,0 b	0,019
Árvores nativas danificadas (%) ³	45,38 $\pm$ 4,82	48,58 $\pm$ 6,47 a	13,21 $\pm$ 1,79 b	0,009
Árvores nativas danificadas que morreram após 7 meses (%) ³	0,75 $\pm$ 0,52	1,06 $\pm$ 0,60 a	0,0 $\pm$ 0,0 a	0,136

¹ Colheita semimecanizada com motosserra + tração animal; ² Colheita mecanizada com o sistema *Harvester + Forwarder*; ³ Percentagem em relação ao número total de árvores nativas vivas anteriormente à colheita.

Considerando apenas as árvores danificadas, ou seja, aquelas que não foram quebradas mas tiveram seu tronco e/ou copa atingidos na colheita, os danos às copas foram os mais frequentes em todos os tratamentos (Figura 8a e Figura 9a). O modelo de consórcio em linha simples apresentou a maior taxa de danos às copas das árvores nativas, com um percentual 3,5 vezes maior que o observado no modelo com arranjo em linhas duplas, para o mesmo sistema de colheita. Os danos à casca e/ou madeira também foram pouco frequentes no modelo de linhas duplas e mais expressivos no de linhas simples e no tratamento de IGR. Quanto à inclinação das árvores, o tipo de dano menos frequente em todos os tratamentos, a colheita com motosserra em IGR foi a que mais alterou a retidão original do fuste, provavelmente devido à maior dificuldade de controle da queda das árvores no momento do corte. Em ARA, esse tipo de dano foi inexpressivo sendo menor que 1% das árvores avaliadas.

Figura 7 – Tipos de danos gerados pela colheita do eucalipto nas árvores nativas plantadas em sistema consorciado (a), em Igrapiúna-BA (média percentual e erro padrão para os percentuais de árvores danificadas em relação ao número total de árvores nativas plantadas vivas anteriormente à colheita). Classes de danos para árvores quebradas (b), danos à copa (c), danos à inclinação do fuste (d) e danos à casca e madeira (e).

Figura 8 – Tipos de danos gerados pela colheita do eucalipto nas árvores nativas plantadas em sistemas consorciados (a), em Aracruz-ES (média percentual e erro padrão para os percentuais de árvores danificadas em relação ao número total de árvores nativas plantadas vivas anteriormente à colheita). Classes de danos para árvores quebradas (b), danos à copa (c), danos à inclinação do fuste (d) e danos à casca e madeira (e).

O percentual de árvores com redução de área de copa no consórcio com arranjo em linhas simples foi 4 vezes maior que no consórcio com arranjo em linhas duplas e o número de árvores com redução da altura total foi 5 vezes maior no primeiro em relação ao segundo

(Figura 9a). As espécies mais atingidas pela redução da área de copa, no modelo de linhas simples, foram *Cecropia hololeuca* (90,03%), *Parkia pendula* (49,74%) e *Eugenia uniflora* (37,82%), todas com arquitetura de copas abertas e ramificadas.

A severidade com que a colheita do eucalipto atingiu as árvores nativas plantadas foi avaliada para os diferentes tipos de danos. Árvores menores ($h < 3m$) foram as mais afetadas por quebra em ambas as áreas (Figura 9b), ao passo que menos de 3% das árvores maiores ($h > 3m$) em IGR e menos de 1% em no modelo de linhas simples em ARA foram afetadas por quebra e desraigamento (árvore arrancada pela raiz). Os danos de copa severos foram mais frequentes em IGR (Figura 8c). Os danos médios foram os mais frequentes no tratamento consórcio em linhas simples implantado em ARA (Figura 9c), seguidos dos danos menores e severos. O modelo de consórcio em linhas duplas, novamente, apresentou os menores índices de danos de copas entre os tratamentos e os danos médios foram mais frequentes que os danos menores, sendo os danos severos inferiores a 1% das árvores avaliadas. A derrubada do eucalipto gerou ângulos de inclinação nas árvores (entre 20 e 45° e $> 45^\circ$) em cerca de 3% dos indivíduos do modelo implantado em IGR (Figura 7d), onde dentre as 26 árvores inclinadas, apenas 1 foi classificada como morta sete meses após a colheita (3,85%), o que demonstra um dano pouco representativo para a sobrevivência das árvores nativas plantadas. Os danos ao tronco das árvores (casca e/ou madeira) severos foram verificados no tratamento de IGR, em cerca de 5% das árvores nativas plantadas (Figura 8e), e em ARA foram pouco observados no modelo de linhas simples (cerca de 1%) e não observados no modelo de linhas duplas (Figura 9e). Este tipo de dano esteve muito associado ao dano severo de copas (71,4% das árvores com danos severos às copas também foram apresentaram danos severos à casca/madeira) e, apesar do impacto visual que estas classes de danos geram, as árvores com danos severos ao tronco apresentaram 100% de sobrevivência sete meses após a avaliação. Os danos médios ao tronco (casca/madeira) foi a classe mais frequentes no arranjo em linhas simples e os danos leves a classe mais frequente no tratamento implantado em IGR.

4.3.2 Impactos da colheita do eucalipto na quantidade e qualidade da luz interceptada no sub-bosque de plantios de restauração florestal

A colheita do eucalipto resultou em redução significativa da interceptação de radiação na faixa do vermelho (Figura 10). No entanto, esta redução (33%) se mostrou inferior à redução da porcentagem de indivíduos (50%) e área basal (90%) promovidos pela colheita do eucalipto. Neste tratamento, a razão R:FR foi modificada em todos os períodos avaliados ($p < 0,0001$), tendo recuperado parte da estrutura do dossel após quatorze meses, mas ainda diferindo-se dos valores apresentados no modelo de consórcio sem colheita ($p < 0,0001$), que tem a mesma configuração de plantio e composição de espécies. Isso demonstra que a colheita do eucalipto no sistema alterou significativamente a dinâmica de luz no sub-bosque ao longo do tempo. Nos demais tratamentos não foram observadas mudanças significativas para a razão R:FR em relação ao tempo. O modelo de espécies nativas apresentou um dossel mais fechado que os demais, com menor razão R:FR em todos os momentos avaliados ($p < 0,0001$).

Figura 9 – Razão R:FR para os tratamentos implantados em Igrapiúna-BA nos momentos anterior à colheita do eucalipto (anterior), imediatamente após (Pós 0 meses) e quatorze meses após a colheita do eucalipto realizada tratamento “Consórcio com colheita” (Pós 14 meses). Letras maiúsculas representam diferenças significativas entre tratamentos no mesmo período e letras minúsculas representam diferenças significativas entre os períodos de coleta para cada tratamento.

4.3.3 Impacto da colheita do eucalipto no crescimento diamétrico das espécies nativas plantadas no consórcio

As espécies nativas madeireiras apresentaram crescimento diamétrico significativo ao longo do tempo em todos os tratamentos ($p < 0,0001$), sendo que, no geral, essas espécies apresentaram maiores valores médios de DAP no consórcio com espécies nativas pioneiras ($p < 0,0001$) (Figura 11). No entanto, a colheita do eucalipto não interferiu no DAP médio das árvores nativas madeireiras ($p > 0,61$). A ampla variabilidade dos dados de DAP logaritmizados (caldas dos *boxplots* e *outliers*) se deve às características diversas das vinte e

uma espécies nativas avaliadas (Apêndice F) que possuem diferentes ritmos de crescimento em diâmetro.

Figura 10 – Diâmetro à altura do peito (logaritimizado) de vinte e uma espécies nativas plantadas em Igrapiúna-BA, ao longo do tempo, sendo que a colheita do eucalipto foi realizada aos 45 meses, nesses tratamentos. Letras maiúsculas representam diferenças significativas entre tratamentos na mesma idade e letras minúsculas representam diferenças significativas entre os períodos de coleta para cada tratamento.

4.3.4 Impacto do consórcio com o eucalipto e de sua colheita na comunidade regenerante de espécies nativas

Ao longo dos três períodos de coletas de dados, amostramos 151 espécies no estrato regenerante da área de estudo implantada em Igrapiúna-BA, de 44 famílias botânicas (Apêndice E). Encontramos 64 espécies de árvores e arbustos nas coletas realizadas em maio de 2015 (T1, anterior à realização da colheita do eucalipto), 85 espécies de árvores,

arbustos, ervas e trepadeiras nas coletas de dezembro do mesmo ano (T2, sete meses após a colheita) e 100 espécies para as mesmas formas de vida nas coletas de julho de 2016 (T3, quatorze meses após a colheita do eucalipto), com um aumento de 18% em relação à riqueza anterior. Do total de espécies amostradas, 4 são exóticas, 58 são nativas e 89 não foram identificadas ao nível de espécie, sendo classificadas como morfoespécies. As famílias mais frequentes em todos os tratamentos nos períodos de coleta de dados foram Asteraceae (23 espécies), Melastomataceae (11 espécies), Fabaceae (9 espécies), Verbenaceae (9 espécies), Solanaceae (8 espécies) e Rubiaceae (8 espécies).

Considerando que o critério de inclusão abordado foi amplo (indivíduos acima de 0,20 m de altura) e as formas de vida amostradas, encontramos densidades de indivíduos elevadas para árvores, arbustos e ervas em todos os tratamentos e períodos de avaliação (Tabela 6). Na comparação realizada no mesmo período (pré-colheita, sete meses após a colheita e quatorze meses após a colheita), foram encontradas diferenças significativas apenas para espécies herbáceas, quando o modelo de consórcio com colheita apresentou uma média cerca quatro vezes superior aos demais tratamentos em dezembro de 2015, sete meses após a colheita do eucalipto. Com o tempo, houve uma redução significativa na densidade de indivíduos no modelo de espécies nativas para ervas ($p = 0,0005$) e um aumento da densidade de trepadeiras ($p = 0,0008$). No modelo de consórcio com colheita houve redução para árvores ($p < 0,0005$), arbustos ($p = 0,0005$) e ervas ($p < 0,0001$) e no modelo de consórcio sem colheita para árvores ($p = 0,0395$) e arbustos ($p = 0,0395$).

Tabela 6 – Densidade média de indivíduos por hectare e erro padrão para a vegetação amostrada no estrato regenerante em Igrapiúna-BA, por forma de vida. Letras referem-se a semelhanças ou diferenças entre os tratamentos identificadas teste de Tukey ($\alpha = 0,05$). Letras maiúsculas representam diferenças estatísticas entre tratamentos no mesmo período de coleta e letras minúsculas representam diferenças estatísticas entre os períodos de coleta para cada tratamento.

Hábito	Tempo	Tratamento			p-valor
		Espécies nativas	Cons. com colheita	Cons. sem colheita	
Arbusto	Pré-colheita	37986±5547 Aa	49513±5606 Aa	54930±8311 Aa	> 0,05
	7 meses	33194±3684 Aa	50208±6287 Aa	44027±5007 Aa	> 0,1
	14 meses	26805±3248 Aa	31319±3331 Ab	25902±3549 Ab	> 0,1
p-valor		> 0,1	0,0005***	0,0395*	
Árvore	Pré-colheita	16944±3.744 Aa	13263±2.086 Aa	13819±2287 Aa	> 0,1
	7 meses	12847±2175 Aa	11527±2141 Aab	9791±1163 Aab	> 0,1
	14 meses	10277±2213 Aa	8402±1467 Ab	6666±1072 Ab	> 0,1
p-valor		> 0,1	0,0005***	0,0395*	
Erva	7 meses	58611±18378 Ba	264583±63280 Aa	67638±23336 Ba	<0,01**
	14 meses	8333±1279 Ab	87083±34060 Ab	15902±5239 Aa	> 0,05
p-valor		0,0005***	< 0,0001***	> 0,1	
Trepadeira	7 meses	1250±337 Ab	1875±403 Aa	1458±364 Aa	> 0,1
	14 meses	2708±471 Aa	3402±834 Aa	1875±377 Aa	> 0,1
p-valor		0,0008***	> 0,05	> 0,1	

Nota: *p<0,05; ** p<0,01; ***p<0,001.

A riqueza rarefeita (Figura 12) não apresentou um padrão entre os tratamentos e formas de vida. Com o tempo, a riqueza de espécies aumentou no modelo de espécies nativas para todas as formas de vida. No tratamento consórcio sem colheita, houve uma redução da riqueza de árvores entre T1 e T2, porém a riqueza inicial foi recuperada em T3. A riqueza de trepadeiras também foi sensivelmente reduzida entre T2 e T3 e para arbustos e ervas, houve um aumento da riqueza estimada entre os períodos. No caso do tratamento consórcio com colheita, após a colheita do eucalipto, também houve uma redução da riqueza de árvores em T2 e a recuperação da riqueza quatorze meses após a operação. A riqueza de arbustos apresentou um comportamento inverso, tendo aumentado após a colheita do eucalipto e tido uma breve redução em T3. Ervas e trepadeiras tiveram suas riquezas reduzidas entre T2 e T3.

Figura 11 – Riqueza rarefeita para o número total de indivíduos amostrados para as formas de vida avaliadas no estrato regenerante em Igrapiúna-BR. T1 = momento anterior à colheita do eucalipto; T2=sete meses após a colheita do eucalipto; T3 = quatorze meses após a colheita do eucalipto.

* Erro padrão da estimativa de riqueza é igual a zero.

Se compararmos a riqueza rarefeita dos tratamentos em cada um dos momentos avaliados, em T1 obtivemos riquezas iguais para arbustos (considerando a interpolação dos intervalos de confiança das curvas) e uma riqueza maior de árvores para o modelo de espécies nativas (consórcios têm riquezas semelhantes). Em T2, observamos riqueza semelhantes entre os tratamentos para arbustos, ervas e trepadeiras. No mesmo período foi observada uma maior riqueza de árvores para o modelo de espécies nativas. Em T3, o modelo de espécies nativas apresentou uma maior riqueza de árvores e os modelos de consórcio apresentaram riquezas semelhantes. No caso dos arbustos, o modelo de consórcio sem colheita do eucalipto apresentou uma riqueza mais elevada que os demais tratamentos, tendo o consórcio com a colheita do eucalipto a menor riqueza estimada. Para ervas, o modelo de espécies nativas obteve a maior riqueza e o modelo de consórcio com colheita a menor riqueza estimada. No caso das trepadeiras, o modelo de consórcio com colheita do eucalipto apresentou um desvio amplo e igualou sua riqueza com os demais tratamentos.

Entre o modelo de consórcio sem colheita e o de espécies nativas, o segundo obteve a maior riqueza de trepadeiras em T3.

Os índices de similaridade de Chao-Jaccard (Tabela 7) indicaram uma alta similaridade florística em todos os cenários observados (0,61 - 0,98). Foi observada uma menor similaridade florística entre T1 e os demais tempos para todos os tratamentos e uma muito alta similaridade entre T2 e T3. A comparação entre tratamentos também indicou uma similaridade florística muito alta para todos tempos avaliados (Chao-Jaccard > 0,95), o que demonstra que a regeneração presente no sub-bosque de todos os modelos de plantio é praticamente igual, independentemente dos efeitos da operação de colheita.

Tabela 7 – Índice de similaridade florística de Chao-Jaccard (baseado em abundâncias) para os tratamentos em cada tempo avaliado e para os tempos em cada período avaliado. Tempo 1 = momento anterior à colheita do eucalipto; Tempo 2 = sete meses após a colheita do eucalipto; Tempo 3 = quatorze meses após a colheita do eucalipto.

	Tratamento x Tempo		Tempo x Tratamento	
	Tempo 1	Tempo 2	Espécies nativas	Consórcio com colheita
Espécies nativas				
Tempo 2	0,65	-	-	-
Tempo 3	0,63	0,94	-	-
Consórcio com colheita				
Tempo 2	0,61	-	-	-
Tempo 3	0,65	0,92	-	-
Consórcio sem colheita				
Tempo 2	0,66	-	-	-
Tempo 3	0,64	0,96	-	-
Tempo 1				
Consórcio com colheita	-	-	0,95	-
Consórcio sem colheita	-	-	0,96	0,95
Tempo 2				
Consórcio com colheita	-	-	0,97	-
Consórcio sem colheita	-	-	0,97	0,98
Tempo 3				
Consórcio com colheita	-	-	0,92	-
Consórcio sem colheita	-	-	0,97	0,96

4.4 Discussão

A colheita do eucalipto em plantios consorciados com espécies arbóreas nativas gerou impactos silviculturais e ecológicos na comunidade florestal, os quais foram

amenizados com o tempo. A redução drástica de cerca de 90% da área basal pela colheita do eucalipto envolve mudanças nos processos dinâmicos e possivelmente na composição florística da floresta (SIST; NGUYEN-THÉ, 2002). Nesse sentido, é fundamental que se conheça os efeitos dessas mudanças na comunidade em processo de restauração ecológica para que sejam previstas alterações no manejo adaptativo dos plantios na tentativa de amenizar os impactos e fomentar os processos ecológicos necessários para que a restauração, de fato, ocorra. Apesar dos impactos observados, a exploração da madeira de eucalipto em sistemas consorciados com espécies nativas busca atender a demanda pela viabilidade econômica dos projetos de restauração florestal. Considerando a possibilidade de mitigação desses impactos com o planejamento e adaptação do manejo às necessidades e trajetória de desenvolvimento da comunidade, compreendemos que existe um grande potencial nesses sistemas, desde que sejam adotados mediante a avaliação rigorosa dos riscos e desafios que esta proposta oferece, aperfeiçoando os arranjos de plantio e colheita de forma a maximizar a rentabilidade da área conjuntamente com a restauração dos processos ecológicos.

A operação de colheita do eucalipto quebrou ou danificou cerca de 60% das árvores nativas plantadas no sistema não mecanizado (IGR) e no mecanizado com arranjo em linhas simples (ARA). Apesar deste número elevado, foi observada uma baixa mortalidade das árvores atingidas, o que destaca o potencial de rebrota dos indivíduos e sua capacidade de reocupação do dossel na comunidade florestal. Danos severos à casca/madeira estiveram bastante associados aos danos de copas severos, demonstrando que algumas árvores foram mais atingidas que outras ao longo da operação. É possível que isso esteja relacionado a fatores humanos (LOTFALIAN et al., 2010) – como o treinamento ou experiência insuficientes dos operadores – ou por situações inesperadas na derrubada da árvore, como rajadas de vento, por exemplo, reforçando a importância do planejamento da operação de colheita e treinamento da equipe de trabalho a fim de reduzir os danos.

Nossos resultados indicam que o dano momentâneo não é indicador de uma redução da densidade de árvores nativas plantadas, podendo ser recuperada parte da estrutura da floresta em cerca de um ano. Observamos que dentre os modelos avaliados, o arranjo de plantio em linhas duplas associado ao sistema mecanizado de colheita mostrou ser a combinação menos impactante para a comunidade em processo de restauração. No entanto, é preciso ponderar a viabilidade econômica do uso desse sistema, já que demanda

custos elevados para a aquisição ou locação de máquinas como o *Harvester* e o *Forwarder*, exige mão-de-obra qualificada para a sua operação e tem sua viabilidade econômica associada à alta produtividade da colheita (SIMÕES, 2008). Assim, a adoção deste sistema exige um investimento alto e é viável apenas em grandes áreas contínuas, com grande volume de madeira colhida, o que não condiz com a realidade da maioria dos projetos de restauração florestal no Brasil, que se concentram em áreas menores e fragmentadas no interior de propriedades rurais de pequenos e médios produtores (LATAWIEC et al., 2016). No entanto, em regiões onde a eucaliptocultura é predominante devido à presença de grandes empresas de polpa celulósica (como as regiões onde se localizam nossos experimentos), o estabelecimento de parcerias entre produtores rurais e empresas florestais podem viabilizar economicamente esse tipo de colheita, uma vez que ambos podem ser beneficiados. Adicionalmente, existe a demanda de algumas empresas florestais para o desenvolvimento de técnicas e processos que viabilizem a restauração florestal em larga escala em áreas de fomento florestal, demonstrando a importância da participação dos diversos atores sociais para garantir o sucesso e a longevidade dos esforços de restauração florestal (HOLL, 2017).

Os danos às copas das árvores foram os mais frequentes em todos os modelos de plantio analisados, tendo um reflexo direto no aumento da disponibilidade de luz no sub-bosque após a retirada do eucalipto. Esse efeito foi observado quando avaliamos a luz interceptada pelas plantas do dossel nos modelos plantados em IGR, onde foi constatada uma abertura drástica do dossel logo após a colheita do eucalipto (com razão R:FR média > 1, indicando uma interceptação mínima de luz pelas plantas na faixa do vermelho). Além dos danos às copas em si, as características de crescimento rápido do eucalipto (com área basal e altura total muito superior às das espécies nativas) restringem o crescimento das copas das árvores de espécies nativas, gerando essa grande redução da cobertura do dossel logo após a colheita. No entanto, a redução da interceptação de radiação pelo dossel foi proporcionalmente inferior à da redução de área basal das parcelas (90%), evidenciando que os impactos da colheita do eucalipto são parcialmente amenizados pelas árvores nativas remanescentes. Em um ano, no entanto, parte da estrutura do dossel foi recuperada, demonstrando o potencial de recuperação da estrutura da floresta após o impacto, porém esse período não foi suficiente para atingir os níveis observados no tratamento sem colheita.

Também observamos que o modelo de espécies nativas desenvolve uma estrutura de dossel diferenciada dos modelos de consórcio com o eucalipto, uma vez que os diversos tipos e arquiteturas de copas das espécies nativas (diferentemente das copas cônicas de pouco volumosas do eucalipto) interceptam mais luz em seus estratos, reduzindo ou modificando o espectro de luz disponível no sub-bosque (FORRESTER; SMITH, 2012), podendo ter estimulado, inclusive, o aumento da riqueza de espécies regenerantes neste estrato, assim como observado por BONE et al., (1997).

Com o aumento da disponibilidade de luz para as plantas esperávamos uma mudança da trajetória do crescimento diamétrico das árvores nativas plantadas (PEÑA-CLAROS et al., 2008; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987), de modo que após a colheita do eucalipto os diâmetros observados no tratamento com colheita fossem maiores que os observados no tratamento sem colheita do eucalipto (EDWARDS et al., 2014; GIBSON et al., 2011). No entanto, não foram observadas diferenças significativas entre ambos nas medições seguintes à colheita. Em contrapartida, os diâmetros das árvores nativas plantadas foram maiores no modelo de espécies nativas (dossel mais denso e estratificado), o que sugere que o crescimento favorável dos indivíduos esteja associado às condições microambientais (SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987), devido à maior interceptação total de luz pelos estratos (FORRESTER; SMITH, 2012), ou à menor competição por luz, água e nutrientes, nas fases iniciais do plantio (já que as espécies nativas tendem a crescer em um ritmo mais homogêneo quando comparadas com o eucalipto). Vale lembrar que foi elevada a taxa de brotação das cepas de eucalipto (controladas apenas oito meses após a colheita, quando as brotações atingiam alturas de cerca de 3 m) e que os clones de eucalipto plantados em IGR apresentam crescimentos muito elevados, com incremento médio anual equivalente ao dobro da média nacional (ABRAF, 2013), demandando recursos para o seu crescimento e possivelmente estabelecendo uma forte competição com as árvores de espécies nativas. Houve ainda um período de estiagem atípica entre setembro de 2015 e junho de 2016, quando a chuva acumulada no período equivaleu à metade da média registrada em 20 anos na região (FAZENDAS REUNIDAS VALE DO JULIANA, dados não publicados). Assim, a escassez de água disponível no solo pode ter favorecido o eucalipto na competição com as espécies nativas (LE MAIRE et al., 2013), justificando a diferenças e semelhanças entre os tratamentos.

Os efeitos dessa estiagem prolongada e atípica também podem explicar os resultados obtidos para o perfil da regeneração encontrada no sub-bosque. Considerando que com o tempo houve uma redução da densidade de árvores e arbustos para os modelos de consórcio com eucalipto, podemos inferir que essa diferença pode estar mais relacionada a fatores ambientais (disponibilidade de recursos como água, luz e nutrientes) e ecológicos (lei do auto-desbaste ou *self-thinning law*) (YODA et al., 1963) do que à colheita do eucalipto em si. A lei do auto-desbaste, fenômeno comum durante o desenvolvimento florestal (OGAWA, 2017), explica que a biomassa foliar pode ser influenciada por mudanças na densidade de árvores e está diretamente relacionada com a competição por luz e nutrientes. Em contrapartida, apesar de não terem sido coletados dados sobre ervas no Tempo 1, a densidade de indivíduos elevada no tratamento com colheita, no Tempo 2, pode estar relacionada à maior disponibilidade de luz com a perda do dossel – recrutando espécies mais ruderais para a ocupação do sub-bosque (KARSTEN; MEILBY; LARSEN, 2014) – e sua posterior redução pode estar relacionada à reocupação do dossel pelas copas das espécies nativas e/ou ao período de seca inesperado.

O modelo de espécies nativas, no entanto, apresentou um comportamento diferente dos consórcios com eucalipto. Além de ter apresentado as maiores riquezas de espécies para a maioria das formas de vida, a densidade de indivíduos de árvores e arbustos se manteve ao longo do tempo, tendo reduzido a densidade de ervas e aumentado a densidade de trepadeiras, indicadores de um maior equilíbrio ecológico e complexidade estrutural do que os modelos de consórcio. A alta similaridade florística encontrada reforça a tese de que nem a presença do eucalipto nem sua colheita afetaram a composição florística dos modelos de plantio. Apesar de altas, os menores índices de similaridade foram observados entre o Tempo 1 e os demais (em todos os tratamentos, ainda que comparadas apenas a similaridade entre árvores e arbustos, as formas de vida avaliadas no período), compreendendo o período anterior à estiagem na região, o que sugere que a disponibilidade de água no solo e os seus efeitos na dinâmica do dossel podem ter efeitos importantes para a composição de espécies (BRENES-ARGUEDAS et al., 2011).

Por fim, em plantações florestais que almejem o plantio consorciado de espécies madeireiras de rápido crescimento com espécies nativas, é fundamental que o planejamento da colheita das espécies produtivas seja feito previamente à implantação a fim de prever e

mitigar as possíveis intercorrências da operação, reduzir os seus impactos à comunidade em processo de restauração e até mesmo reduzir os custos da operação (ERIKSSON; LINDROOS, 2014). A definição prévia do sistema de colheita é importante e deve ser baseada no espaçamento de plantio, na disponibilidade e qualificação da mão-de-obra local (para o uso de equipamentos e/ou maquinário), uso final da madeira (que define o tamanho do torete), a viabilidade do uso de maquinário e equipamentos (disponibilidade de máquinas, relevo do terreno e custos) e da área basal da floresta (árvores com diâmetros muito grandes demandam maquinário mais pesado, por exemplo). Neste trabalho, concluímos que a colheita do eucalipto gera impactos silviculturais e ecológicos imediatos relevantes – mas modestos em curto prazo – à floresta remanescente, e que esses impactos tendem a ser amenizados com o tempo devido à reocupação progressiva da floresta em restauração pelas árvores nativas remanescentes e regenerantes.

O consórcio de eucalipto em linhas duplas se mostrou mais favorável para reduzir os danos com a colheita, evidenciando a importância do arranjo de plantio para a viabilização econômica e ecológica da exploração de áreas de Reserva Legal. Vale lembrar, no entanto, que este estudo foi realizado em uma região com características favoráveis a esta resiliência e que avaliou um período de tempo restrito para a determinação pragmática dos impactos do uso e colheita de eucalipto em plantios de restauração florestal, não podendo ser inferidas suposições sobre seus efeitos a longo prazo. Dessa forma, esperamos que outros estudos sejam realizados com a finalidade de avaliar esses impactos sob diferentes condições climáticas, ambientais e socioeconômicas, a fim de embasar cientificamente a proposta de uso de espécies exóticas em projetos de restauração florestal, já autorizada pela legislação ambiental brasileira, ainda que não haja estudos suficientes sobre o tema.

Referências

ABRAF - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS. **Anuário Estatístico ABRAF 2013 ano base 2012**. Brasília: ABRAF, 2013. 148 p.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, n. 2, p. 105–121, 2009.

BATES, D. et al. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1–48, 2015.

BAYNES, J. et al. Effects of fragmentation and landscape variation on tree diversity in post-logging regrowth forests of the Southern. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 5, p. 923–941, 2016.

BERTAULT, J.; SIST, P. An experimental comparison of different harvesting intensities with reduce-impact and conventional logging in East Kalimantan, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, v. 94, p. 209–218, 1997.

BONE, R.; LAWRENCE, M.; MAGOMBO, Z. The effect of a Eucalyptus camaldulensis (Dehn) plantation on native woodland recovery on Ulumba Mountain, southern Malawi. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 83–99, 1997.

BRENES-ARGUEDAS, T. et al. Do differences in understory light contribute to species distributions along a tropical rainfall gradient? **Oecologia**, v. 166, n. 2, p. 443–456, 2011.

BROCKERHOV, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 925–951, 2008.

CAPERS, R. S.; CHAZDON, R. L. Rapid assessment of understory light availability in a wet tropical forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 123, n. 3–4, p. 177–185, 2004.

CHAO, A. et al. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. **Ecology Letters**, v. 8, p. 148–159, 2005.

CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 273–289, 2007.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 430 p.

CLARK, J. A.; COVEY, K. R. Tree species richness and the logging of natural forests: A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 276, p. 146–153, 2012.

COLWELL, R. K. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples.**, 2013. Disponível em: <purl.oclc.org/estimates>

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001.

EDWARDS, D. P. et al. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 29, n. 9, p. 511–520, 2014.

ERIKSSON, M.; LINDROOS, O. Productivity of harvesters and forwarders in CTL operations in northern Sweden based on large follow-up datasets. **International Journal of Forest Engineering**, v. 25, n. 3, p. 179–200, 2014.

FEYERA, S.; BECK, E.; LÜTTGE, U. Exotic trees as nurse-trees for the regeneration of natural tropical forests. **Trees**, v. 16, n. 4, p. 245–249, 2002.

FIRN, J.; ERSKINE, P. D.; LAMB, D. Woody species diversity influences productivity and soil nutrient availability in tropical plantations. **Oecologia**, v. 154, n. 3, p. 521–533, 2007.

FORRESTER, D. I.; SMITH, R. G. B. Faster growth of *Eucalyptus grandis* and *Eucalyptus pilularis* in mixed-species stands than monocultures. **Forest Ecology and Management**, v. 286, p. 81–86, 2012.

FORSHEED, O. et al. Initial impact of supervised logging and pre-logging climber cutting compared with conventional logging in a dipterocarp rainforest in Sabah, Malaysia. **Forest Ecology and Management**, v. 221, n. 1–3, p. 233–240, jan. 2006.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378–381, 2011.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, n. 4, p. 379–391, 2001.

GUARIGUATA, M. R.; A. PINARD, M. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: Implications for natural forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 112, n. 1–2, p. 87–99, 1998.

HOLL, K. D. et al. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. **Journal of Applied Ecology**, p. 1–9, 2016.

HOLL, K. D. Restoring tropical forests from the bottom up. **Science**, v. 355, n. 6324, 2017.

HOTHORN, T.; FRANK, B.; WESTFALL, P. Simultaneous inference in general parametric models. **Biometrical Journal**, v. 50, n. 3, p. 346–363, 2008.

HUBBELL, S. P. et al. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science**, v. 283, n. 5401, p. 554–557, 1999.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012.

IBGE : INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura 2015**, 2016. Disponível em:
<<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pevs/2015/default.shtm>>. Acesso em:
3 mar. 2017

JARDIM, J. G. Uma caracterização parcial da vegetação na Região Sul da Bahia, Brasil. **Instituto de Estudos sócio-Ambientais do Sul da bahia e consevation International do Brasil**, p. 1–200, 2003.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. 2017. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>>.

JOHNS, J. S.; BARRETO, P.; UHL, C. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 89, n. 1, p. 59–77, 1996.

KARSTEN, R. J.; MEILBY, H.; LARSEN, J. B. Regeneration and management of lesser known timber species in the Peruvian Amazon following disturbance by logging. **Forest Ecology and Management**, v. 327, p. 76–85, 2014.

LATAWIEC, A. E. et al. Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 844–855, 2016.

LE MAIRE, G. et al. Tree and stand light use efficiencies over a full rotation of single- and mixed-species Eucalyptus grandis and Acacia mangium plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 288, p. 31–42, 2013.

LEMENIH, M.; GIDYELEW, T.; TEKETAY, D. Effects of canopy cover and understory environment of tree plantations on richness, density and size of colonizing woody species in southern Ethiopia. **Forest Ecology and Management**, v. 194, p. 1–10, 2004.

LENTH, R. V. Least-Squares Means: The R Package lsmeans. **Journal of Statistical Software**, v. 69, n. 1, p. 1–33, 2016.

LOTFALIAN, M. et al. A method for economic assessment of logging damage on forest stand and regeneration. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 25, p. 78–88, 2010.

MACKDICKEN, K. G.; WOLF, G. V.; BRISCOE, C. B. **Standard research methods for multipurpose trees and shrubs**. Little Rock: Winrock International Institute for Agricultural Development, Forestry/Fuelwood Research and Development Project, 1991.

MARTIN, A. R. et al. Temporal dynamics and causes of postharvest mortality in a selection-managed tolerant hardwood forest. **Forest Ecology and Management**, v. 314, p. 183–192, 2014.

MENEZES, C. M. et al. Caracterização florística-fitosociológica de fragmentos de Floresta Ombrófila Densa da microbacia do Rio dos Cágados, Ituberá, Bahia. **AGIRÁS Revista AGIR de Ambiente e Sustentabilidade**, v. 2, n. 1, p. 12–26, 2010.

MULLER DA SILVA, P. H. et al. Can Eucalyptus invade native forest fragments close to commercial stands? **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 2075–2080, 2011.

NICOTRA, A. B.; CHAZDON, R. L.; IRIARTE, S. V. B. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. **Ecology**, v. 80, n. 6, p. 1–17, 1999.

NUNES, M. H. **Stem profile modeling in Cerrado and tropical forests formations in Brazil**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2013.

OGAWA, K. Modeling age-related leaf biomass changes in forest stands under the assumptions of the self-thinning law. **Ecological Modelling**, v. 349, p. 62–68, 2017.

OKSANEN, J. et al. **Vegan: Community Ecology Package**R. Package, , 2017. Disponível em: <<https://github.com/vegandevs/vegan>>

PALOMAKI, M. B. et al. Juvenile tree growth in relation to light availability in second-growth tropical rain forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 2, p. 1–4, 2006.

PARDINI, R. et al. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1178–1190, 2009.

PARROTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 1–7, 1997.

PARROTTA, J. A. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. **Journal of Vegetation Science**, v. 6, n. 5, p. 627–636, 1995.

PAULA, A. DE; SOARES, J. J. Estrutura horizontal de um trecho de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas na Reserva Biológica de Sooretama, Linhares, ES. **Floresta**, v. 41, n. 2, p. 321–334, 2011.

PEÑA-CLAROS, M. et al. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3–4, p. 1283–1293, 2008.

PÉREZ, D. V. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos 3ª edição revista e ampliada**. 3 ed. ed. Brasília: EMBRAPA, 2013.

PINHEIRO, J. et al. **nlme: Linear and nonlinear mixed effects models**, 2017. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=nlme>>

PINTO, E. D. P. P.; AMOROZO, M. C. D. M.; FURLAN, A. Conhecimento popular sobre plantas medicinais em comunidades rurais de mata atlântica - Itacaré, BA, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 751–762, 2006.

PIOTTO, D. et al. Forest recovery after swidden cultivation across a 40-year chronosequence in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. **Plant Ecology**, v. 205, n. 2, p. 261–272, 2009.

PRYDE, E. C. et al. Conservation of tropical forest tree species in a native timber plantation landscape. **Forest Ecology and Management**, v. 339, p. 96–104, 2015.

PUTZ, F. E. et al. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1427–1433, 2008.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna R Foundation for Statistical Computing, , 2014. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>

ROLIM, S. G. et al. Recovery of Forest and Phylogenetic Structure in Abandoned Cocoa Agroforestry in the Atlantic Forest of Brazil. **Environmental Management**, v. 59, p. 410–418, 2017.

ROSARIO-MARTINEZ, H. DE. **phia-package: Post-Hoc Interaction Analysis**, 2015.

SCHIAVETTI, A. et al. **Plano de Manejo do Parque Estadual Serra do Conduru**. Ilhéus, 2004. 369 p.

SENBETA, F.; TEKETAY, D.; NÄSLUND, B.-A. Native woody species regeneration in exotic tree plantations at Munessa-Shashemene Forest, southern Ethiopia. **New Forests**, v. 24, n. 2, p. 131–145, 2002.

SILVA, L. A. M.; LISBOA, G.; SANTOS, T. S. DOS. **Nomenclatura vulgar e científica de plantas encontradas na Região Cacaueira da Bahia**. Ilhéus: CEPLAC, 1970. 80 p.

SILVA JUNIOR, M. C.; SCARANO, F. R.; CARDEL, F. S. Regeneration of an Atlantic forest formation in the understory of a Eucalyptus grandis plantation in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 1, p. 147–152, 1995.

SIMÕES, D. **Avaliação econômica de dois sistemas de colheita florestal mecanizada de eucalipto**. 105 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2008.

SIST, P. et al. Reduced-impact logging in Indonesian Borneo: Some results confirming the need for new silvicultural prescriptions. **Forest Ecology and Management**, v. 179, n. 1–3, p. 415–427, 2003.

SIST, P.; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 243, n. 2–3, p. 199–209, 2007.

SIST, P.; NGUYEN-THÉ, N. Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan. **Forest Ecology and Management**, v. 165, p. 85–103, 2002.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, n. 4, p. 359–366, 1987.

TAYLOR, G.; DAVIES, W. J. THE CONTROL OF LEAF GROWTH OF BETULA AND ACER BY PHOTOENVIRONMENT. **New Phytologist**, v. 101, n. 2, p. 259–268, 1985.

TURNBULL, M. H.; YATES, D. J. Seasonal variation in the red/ far-red ratio and photon flux-density in an Australian sub-tropical rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 64, n. 1–2, p. 111–127, 1993.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1991.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. DE. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciencia Florestal**, v. 20, n. 3, p. 533–552, 2010.

VIDAL, M. DAS G.; SANTANA, N. DA S.; VIDAL, D. Flora apícola e manejo de apiários na região do Recôncavo Sul da Bahia. **Revista Acadêmica de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 6, n. 4, p. 503–509, 2008.

YODA, K. et al. Self-thinning in overcrowded pure stands under cultivated and natural conditions. **Journal of Biology, Osaka City University**, v. 14, p. 107–129, 1963.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho verificamos que o uso de eucalipto consorciado com espécies arbóreas nativas pode viabilizar a restauração de áreas de Reserva Legal na Mata Atlântica, visto que apresentou impactos ecológicos e silviculturais relativamente pouco prejudiciais ao funcionamento da comunidade. Dentre os impactos ecológicos, verificamos que a presença do eucalipto não inibe o estabelecimento de regenerantes de espécies arbóreas e arbustivas nativas no sub-bosque dos plantios, desde que as condições ambientais (paisagem e clima), não estabeleçam filtros aos processos ecológicos que facilitem a sucessão ecológica nos primeiros anos de plantio. Dentre os impactos silviculturais, observamos que o menor crescimento das espécies nativas plantadas em consórcio com o eucalipto não prejudica a produtividade total do povoamento ao se considerar o maior volume de madeira produzido pelo eucalipto e a melhor perspectiva de geração de renda desta espécie. A colheita do eucalipto, no entanto, promove uma abertura relevante do dossel florestal nesses modelos e, mesmo considerando os danos da operação nas árvores nativas, deve ter seu crescimento estimulado, alterando as trajetórias silvicultural e ecológica das comunidades de plantas remanescentes. Assim, considerando os impactos silviculturais e ecológicos para os sítios avaliados, verificamos que o modelo de consórcio entre espécies nativas e eucalipto mais recomendável para a restauração florestal da Mata Atlântica é aquele com arranjo em linhas duplas, devendo ser testados outros arranjos que viabilizem a produtividade do povoamento e da operação de colheita.

Com os resultados obtidos podemos sugerir que os plantios de eucalipto consorciados com espécies nativas sejam recomendados como um recurso econômico favorável à restauração florestal da Reserva Legal na Mata Atlântica, desde que sejam cumpridas as medidas legais e técnicas que ofereçam viabilidade operacional e segurança ecológica aos projetos de restauração florestal. Isso porque o planejamento e embasamento técnico e científico desses projetos são fundamentais para o seu sucesso, devendo ser elaborados por uma equipe capacitada, mediante uma avaliação cautelosa dos objetivos do projeto e das metas a serem alcançadas. A viabilidade econômica da proposta de produção de madeira de eucalipto na fase inicial da restauração florestal também depende desses critérios, visto que a colheita é a operação mais onerosa de todo o sistema de produção e demanda equipamentos apropriados e mão-de-obra capacitada para que os danos

(econômicos e ecológicos) sejam minimizados. A definição das espécies para uso econômico ou não também é importante e deve ser priorizada. A escolha de espécies facilitadoras dos processos naturais de regeneração (por exemplo, as atrativas de fauna, fixadoras de nitrogênio, que possuem comportamento sucessional flexível mediante as condições do ambiente, etc.) é de grande importância para a mitigação dos impactos nas fases pré (oferecendo maior resiliência da comunidade a distúrbios) e pós colheita (oferecendo maiores chances de adaptação da comunidade aos distúrbios gerados).

Assim, ainda que o plantio de espécies exóticas em até 50% da área ou dos indivíduos plantados na Reserva Legal seja permitido desde o ano de 2012 pela legislação ambiental no Brasil, um dos grandes emblemas de plantar árvores para a exploração da madeira de espécies nativas ou de espécies exóticas consorciadas com espécies nativas é a insegurança jurídica com relação às concessões de autorizações para o corte dessa madeira. No bioma Mata Atlântica, por exemplo, a Lei da Mata Atlântica (Lei Nº 11.428/2006; Resolução CONAMA Nº 388/2007) inibe ações de desmatamento mediante a proibição da supressão de vegetação nativa em áreas com estágios médio a avançado de regeneração e se a cobertura florestal do estado for menor que 5%, os estágios iniciais de regeneração também devem ser protegidos. Ainda que grande parte das leis não sejam de conhecimento comum à população no Brasil, essa insegurança pode inibir a expansão de projetos com esse viés, já que restauradores podem temer não conseguirem colher suas florestas no tempo planejado devido a dificuldades legais ou suscetíveis à avaliação do órgão ambiental local. Deste modo, é fundamental que os órgãos ambientais determinem de maneira clara a regulamentação dos meios e normas legais que viabilizem a exploração da madeira nativa ou exótica nos plantios de restauração florestal em áreas de Reserva Legal, tornando essa possibilidade factível de ser adotada em programas de restauração florestal em larga escala no país.

Demos o primeiro passo para que os impactos do uso e da exploração de eucalipto em modelos consorciados com espécies arbóreas nativas sejam minimamente compreendidos, o que eleva a importância desta pesquisa diante da carência de conhecimento sobre o tema. É necessário, no entanto que o estudo seja conduzido por um período maior de tempo já que avaliamos apenas o primeiro ano de resposta dos tratamentos à colheita do eucalipto. Se nesse curto intervalo de tempo já obtemos

resultados interessantes e surpreendentes, o acompanhamento periódico dessas respostas trará informações mais ricas sobre as semelhanças e diferenças nas trajetórias sucessionais dos modelos de restauração testados, além de possibilitar o monitoramento das áreas após a regularização do regime pluviométrico característico dos locais, visto que anos de 2015 e 2016 apresentaram déficits hídricos em uma extensa área do país, atingindo severamente as regiões estudadas. Assim, propomos que novas pesquisas sejam realizadas avaliando a viabilidade do uso de espécies exóticas na restauração ecológica da Reserva Legal de propriedades agrícolas, sendo de suma importância avaliar as variáveis que regulamentem seus impactos sob outras condições de vegetação, paisagem, solo, clima e contexto socioeconômico.

APÊNDICES

APÊNDICE A. Dinâmica do crescimento em diâmetro (valores logaritimizados) de 16 espécies nativas comuns a todos os tratamentos implantados em Aracruz, ES. NED = consórcio entre espécies nativas madeireiras e eucalipto com arranjo de plantio em linhas duplas; NES = consórcio entre espécies nativas madeireiras e eucalipto com arranjo de plantio em linhas simples; NNW = consórcio entre espécies nativas madeireiras e espécies nativas pioneiras. ACG = *Mimosa artemisiana*; ACJ = *Peltophorum dubium*; ACT = *Anadenanthera peregrina*; AGV = *Anadenanthera* sp.; BAL = *Myrocarpus frondosus*; CED = *Cedrella fissilis*; IPF = *Zeyheria tuberculosa*; IPR = *Handroanthus heptaphyllus*; JBA = *Dalbergia nigra*; JTB = *Hymenaea courbaril*; JUE = *Parkia pendula*; MDN = *Pterogyne nitens*; PAS = *Pterocarpus rohrii*; PBR = *Paubrasilia echinata*; SAP = *Lecythis pisonis*; VIN = *Plathymenia foliolosa*.

APÊNDICE B. Crescimento em diâmetro para espécies nativas plantadas em consórcio com diferentes espécies pioneiras comerciais ou apenas com espécies nativas, em Mucuri-BA. Letras referem-se a semelhanças ou diferenças entre as espécies avaliadas. NAW = modelo de plantio com o uso de *Schinus terebinthifolius* como espécie pioneira comercial; NEW = modelo de plantio com o uso de eucalipto como espécie pioneira comercial; NGW = modelo de plantio com o uso de *Schizolobium parahyba* como espécie pioneira comercial; NKW = modelo de plantio com o uso de *Spondias venulosa* como espécie pioneira comercial; NNW = modelo de plantio composto apenas por espécies nativas. ACJ = *Peltophorum dubium*; ACT = *Anadenanthera peregrina*; ADE = *Astronium concinuum*; AGV = *Anadenanthera* sp.; GAR = *Apuleia leiocarpa*; JAT = *Hymenaea courbaril*; LOU = *Cordia trichotoma*; SAP = *Lecythis pisonis*.

APÊNDICE C. Lista florística e abundância no estrato regenerante em Igrapiúna-BA, aos 3,7 anos de plantio (2015). N = Nativa; E = Exótica; NC = Não classificada; n = número absoluto de indivíduos encontrados; NAT = modelo de espécies nativas; CONS = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto. (continua)

Família /Nome científico	Nome popular	Ori- gem	n NAT	n CONS	Hábito
Anacardiaceae					
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	aroeira-pimenteira	N	1	0	Árvore
Annonaceae					
Annonaceae sp.1	pau-jangada	NC	1	0	Árvore
Annonaceae sp.2	louro	NC	1	0	Árvore
Araliaceae					
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	matataúba	N	30	14	Árvore
Asteraceae					
Asteraceae sp.1		NC	13	4	Arbusto
Asteraceae sp.21		NC	1	0	Árvore
Asteraceae sp.9	assapeixe	NC	2	7	Arbusto
<i>Chromolaena</i> sp. DC.		NC	50	46	Arbusto
<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H.Rob.	caminho-da-roça	N	5	0	Arbusto
<i>Rolandra fruticosa</i> (L.) Kuntze	cariquejo	N	66	134	Arbusto
Boraginaceae					
<i>Cordia myxa</i> L.		E	0	1	Árvore
<i>Cordia</i> sp. L.		NC	0	1	Árvore
<i>Varronia polycephala</i> Lam.	maria-preta	N	2	1	Arbusto
Cannabaceae					
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	corindiba	N	54	54	Árvore
Euphorbiaceae					
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	lava-prato	N	5	3	Árvore
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	urucurana	N	2	1	Árvore
Fabaceae					
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	jacarandá-da-bahia	N	0	1	Árvore
Hypericaceae					
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	capianga	N	6	4	Árvore
Lamiaceae					
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	fidalgo	N	1	0	Árvore
<i>Hyptis</i> sp. Jacq.		NC	1	0	Arbusto
Malvaceae					
<i>Sida linifolia</i> Cav.		N	0	1	Arbusto
<i>Sida planicaulis</i> Cav.	vassoura	N	0	4	Arbusto
<i>Sida</i> sp. L.	bamburral	NC	6	2	Arbusto
Melastomataceae					
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	folha-fogo	N	151	98	Arbusto
<i>Leandra</i> sp. Raddi	mundururú	NC	1	0	Arbusto
Melastomataceae sp.	miconia	NC	1	0	Árvore
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	pequi-solteiro	N	4	10	Árvore
<i>Miconia serrulata</i> (DC.) Naudin	mundururú-preto	N	1	0	Árvore

APÊNDICE C. Lista florística e abundância no estrato regenerante em Igrapiúna-BA, aos 3,7 anos de plantio (2015). N = Nativa; E = Exótica; NC = Não classificada; n = número absoluto de indivíduos encontrados; NAT = modelo de espécies nativas; CONS = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto. (conclusão)

Família /Nome científico	Nome popular	Ori- gem	n NAT	n CONS	Hábito
<i>Miconia</i> sp.2 Ruiz & Pav.	mundururú-branco	NC	3	2	Árvore
<i>Ossaea</i> sp. DC.	mundururú-roxo	NC	1	0	Árvore
Moraceae					
<i>Ficus obtusiuscula</i> (Miq.) Miq.	gameleira-roxa	N	1	2	Árvore
Myrtaceae					
<i>Psidium guajava</i> L.	goiaba	E	0	1	Árvore
<i>Psidium guineense</i> Sw.	araçá	N	8	1	Árvore
Piperaceae					
<i>Piper malacophyllum</i> (C.Presl) C.DC.		N	12	8	Arbusto
<i>Piper mollicomum</i> Kunth		N	0	1	Arbusto
<i>Piper umbellatum</i> L.		N	43	116	Arbusto
Polygonaceae					
<i>Polygonaceae</i> sp.		NC	1	1	Árvore
Primulaceae					
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	capororoca	N	4	0	Árvore
Rosaceae					
<i>Prunus</i> sp. L.		NC	1	0	Árvore
Rubiaceae					
<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K.Schum.		N	140	240	Arbusto
<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	carquejo-arruda	N	27	25	Arbusto
<i>Palicourea blanchetiana</i> Schltld.		N	0	1	Árvore
<i>Psychotria phyllocalymma</i> Müll.Arg.		N	1	1	Arbusto
Salicaceae					
<i>Banara brasiliensis</i> (Schott) Benth.		N	0	10	Árvore
Solanaceae					
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltld.	corana	N	1	4	Arbusto
<i>Solanaceae</i> sp.1		NC	6	0	Arbusto
<i>Solanum polytrichum</i> Moric.	jurubeba	N	0	4	Arbusto
<i>Solanum rugosum</i> Dunal	cajussara	N	15	15	Arbusto
Urticaceae					
<i>Cecropia</i> sp. Loefl.	embaúba	NC	115	84	Árvore
Verbenaceae					
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	pau-viola	N	2	0	Árvore
<i>Lantana camara</i> L.	cambará	N	5	0	Arbusto
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	rabo-de-lagartixa	N	0	2	Arbusto

APÊNDICE D. Lista florística e abundância no estrato regenerante na área de estudo de Aracruz-ES, aos 4,6 de plantio (2016). N = Nativa; E = Exótica; NC = Não classificada; n = número absoluto de indivíduos encontrados; NAT = modelo de espécies nativas; CONS = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto; EUC = plantio homogêneo de eucalipto (clonal).

Família/Nome científico	Nome popular	Origem	n NAT	n NED	n EUC	Hábito
Anacardiaceae						
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	aroeira-pimenteira	N	22	10	7	Árvore
Apocynaceae						
<i>Forsteronia</i> sp. G.Mey.		N	0	0	1	Arbusto
Asteraceae						
Asteraceae sp.15		NC	0	0	0	Arbusto
Fabaceae						
<i>Acacia mangium</i> Willd.	acácia	E	0	1	0	Árvore
<i>Chamaecrista</i> sp. Moench		NC	4	0	0	Arbusto
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	carrapicho	E	1	0	0	Arbusto
<i>Desmodium</i> sp.4 Desv.		NC	0	0	1	Arbusto
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	ingá-da-praia	N	1	0	0	Árvore
<i>Mimosa artemisiana</i> Heringer & Paula	angico-cangalha	N	10	0	0	Árvore
Lecythidaceae						
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	imbiriba	N	0	0	1	Árvore
Lecythidaceae sp.		NC	0	0	1	Árvore
Malvaceae						
<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	catuaba-branca	N	0	0	0	Árvore
Malvaceae sp.1		NC	4	0	0	Árvore
Malvaceae sp.3		NC	0	0	1	Arbusto
Malvaceae sp.5		NC	0	0	1	Arbusto
Malvaceae sp.6		NC	5	2	2	Arbusto
Malvaceae sp.10		NC	0	1	0	Arbusto
Malvaceae sp.11		NC	0	1	0	Arbusto
<i>Pavonia malacophylla</i> (Link & Otto) Garcke	algodoeiro	N	1	1	1	Arbusto
<i>Sida cordifolia</i> L.		N	1	0	1	Arbusto
<i>Sida galheirensis</i> Ulbr.		N	4	0	0	Arbusto
Peraceae						
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	sete-caixa	N	0	0	1	Árvore
Rubiaceae						
<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.		N	143	22	10	Arbusto
Solanaceae						
<i>Solanum polytrichum</i> Moric.	jurubeba	N	1	0	5	Arbusto
<i>Solanum</i> sp. L.		NC	4	0	0	Arbusto
Verbenaceae						
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	lixeira	N	0	0	1	Árvore
<i>Lantana camara</i> L.	cambará		1	1	2	Arbusto
Indeterminada						
Indeterminada 2		NC	0	0	0	Arbusto

APÊNDICE E. Lista florística e abundância do estrato regenerante em Igrapiúna-BA (2015/2016). A colheita do eucalipto foi realizada em maio de 2015 e a regeneração natural foi avaliada antes da colheita (maio 2015), sete meses após (dezembro 2015) e quatorze meses após (julho 2016). N = Nativa; E=Exótica; NC = Não classificada; n = número absoluto de indivíduos encontrados; NAT = modelo de espécies nativas; CCC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, com colheita do eucalipto; CSC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, sem colheita do eucalipto. (continua)

Família/Nome científico	Nome popular	Origem	Maio 2015			Dezembro 2015			Julho 2016			Hábito
			n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	
Acanthaceae												
<i>Justicia</i> sp. L.		NC	0	0	1	0	0	0	0	0	1	Arbusto
Anacardiaceae												
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	aroeira-pimenteira	N	1	0	0	1	0	0	2	0	0	Árvore
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	pau-pombo	N	0	0	0	3	0	0	5	1	3	Árvore
Annonaceae												
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	pinha-da-mata	N	0	0	0	1	0	0	0	0	0	Árvore
Annonaceae sp.1	pau-jangada	NC	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Árvore
Annonaceae sp.2	louro	NC	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Árvore
Apiaceae												
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	orelha-de-coelho	E	-	-	-	12	458	13	27	11	19	Erva
Apocynaceae												
Apocynaceae sp.1	maçã-do-mato	NC	-	-	-	0	1	1	0	0	0	Trepadeira
Apocynaceae sp.2		NC	-	-	-	0	0	0	2	0	0	Trepadeira
Apocynaceae sp.3		NC	-	-	-	0	0	2	0	2	0	Trepadeira
Araliaceae												
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	matataúba	N	30	14	10	27	10	8	21	7	9	Árvore
Arecaceae												
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	dendezeiro	E	-	-	-	1	0	0	1	0	0	Erva
Aristolochiaceae												
<i>Aristolochia clausenii</i> Duch.	jarrinha	N	-	-	-	0	0	0	0	3	0	Trepadeira
<i>Aristolochia</i> sp. Juss.		NC	-	-	-	0	0	0	1	0	0	Trepadeira
Asteraceae												
<i>Ageratum</i> sp. L.	mentrasto	NC	-	-	-	0	0	0	0	1	0	Erva
Asteraceae sp.1		NC	13	4	2	0	0	0	0	0	0	Arbusto

APÊNDICE E. Lista florística e abundância do estrato regenerante em Igrapiúna-BA (2015/2016). A colheita do eucalipto foi realizada em maio de 2015 e a regeneração natural foi avaliada antes da colheita (maio 2015), sete meses após (dezembro 2015) e quatorze meses após (julho 2016). N = Nativa; E=Exótica; NC = Não classificada; n = número absoluto de indivíduos encontrados; NAT = modelo de espécies nativas; CCC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, com colheita do eucalipto; CSC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, sem colheita do eucalipto. (continuação)

Família/Nome científico	Nome popular	Origem	Maio 2015			Dezembro 2015			Julho 2016			Hábito
			n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	
Asteraceae sp.10		NC	-	-	-	0	0	0	2	1	0	Trepadeira
Asteraceae sp.11		NC	-	-	-	0	0	0	2	1	1	Erva
Asteraceae sp.12		NC	-	-	-	0	0	0	1	3	2	Erva
Asteraceae sp.13	candeia	NC	0	0	0	0	0	0	1	0	0	Arbusto
Asteraceae sp.18		NC	-	-	-	0	1	0	0	0	0	Trepadeira
Asteraceae sp.2		NC	0	0	1	0	0	0	0	0	0	Árvore
Asteraceae sp.20		NC	-	-	-	0	1	0	0	0	0	Trepadeira
Asteraceae sp.21		NC	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Árvore
Asteraceae sp.3		NC	-	-	-	0	0	0	0	0	1	Trepadeira
Asteraceae sp.4		NC	0	0	0	1	2	0	0	0	0	Arbusto
Asteraceae sp.5		NC	0	0	2	0	0	0	0	0	0	Arbusto
Asteraceae sp.6	malmequer	NC	-	-	-	373	263	30	30	33	32	Erva
Asteraceae sp.8		NC	-	-	-	0	0	0	0	0	1	Erva
Asteraceae sp.9	assapeixe	NC	2	7	3	0	0	0	0	6	2	Arbusto
<i>Baccharis singularis</i> (Vell.) G.M.Barroso		N	0	0	0	1	1	2	2	0	1	Arbusto
<i>Baccharis</i> sp. L.		NC	0	0	1	0	0	0	0	0	0	Arbusto
<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H.Rob.	caminho-da-roça	N	5	0	0	3	2	2	2	3	1	Arbusto
<i>Mikania</i> sp. Willd.		NC	-	-	-	1	0	0	0	0	0	Trepadeira
<i>Rolandra fruticosa</i> (L.) Kuntze	carquejo-espinho	N	66	134	260	67	238	210	58	113	131	Arbusto
<i>Verbesina macrophylla</i> (Cass.) S.F.Blake	assapeixe	N	0	0	0	2	12	5	0	0	0	Arbusto
<i>Chromolaena</i> sp. DC.		NC	50	46	77	0	0	0	0	0	0	Arbusto
Bignoniaceae												
Bignoniaceae sp.1	cipó-bananeira	NC	-	-	-	0	0	0	0	0	2	Trepadeira

APÊNDICE E. Lista florística e abundância do estrato regenerante em Igrapiúna-BA (2015/2016). A colheita do eucalipto foi realizada em maio de 2015 e a regeneração natural foi avaliada antes da colheita (maio 2015), sete meses após (dezembro 2015) e quatorze meses após (julho 2016). N = Nativa; E=Exótica; NC = Não classificada; n = número absoluto de indivíduos encontrados; NAT = modelo de espécies nativas; CCC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, com colheita do eucalipto; CSC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, sem colheita do eucalipto. (continuação)

Família/Nome científico	Nome popular	Origem	Maio 2015			Dezembro 2015			Julho 2016			Hábito
			n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	
Bignoniaceae sp.2		NC	-	-	-	0	0	0	0	0	1	Trepadeira
Bignoniaceae sp.3		NC	-	-	-	0	0	0	1	0	0	Trepadeira
Bignoniaceae sp.4		NC	-	-	-	0	1	0	0	1	0	Trepadeira
Bignoniaceae sp.5	barba-de-são-pedro	NC	-	-	-	0	0	0	4	9	5	Trepadeira
Bignoniaceae sp.6	barba-de-são-pedro	NC	-	-	-	3	3	5	1	0	0	Trepadeira
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.		N	0	0	0	0	0	0	1	0	0	Árvore
Boraginaceae												
<i>Cordia myxa</i> L.		E	0	1	0	0	0	0	0	0	0	Árvore
<i>Cordia</i> sp. L.		NC	0	1	0	0	0	0	0	0	0	Árvore
<i>Cordia superba</i> Cham.	baba-de-boi	N	0	0	1	0	0	0	0	0	0	Árvore
<i>Varronia polycephala</i> Lam.	maria-preta	N	2	1	1	3	3	1	1	1	1	Arbusto
Cannabaceae												
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	corindiba	N	54	54	47	12	22	8	1	7	2	Árvore
Dennstaedtiaceae												
<i>Pteridium</i> sp. Gled. ex Scop	feto-verdadeiro	NC	-	-	-	0	0	2	0	0	1	Erva
Dilleniaceae												
<i>Doliocarpus</i> sp. Rol.	cipó-fogo	NC	-	-	-	2	6	2	5	4	2	Trepadeira
Dioscoreaceae												
<i>Dioscorea</i> sp. L.		NC	-	-	-	0	1	0	0	0	0	Trepadeira
Dioscoriaceae sp.		NC	-	-	-	0	1	0	0	0	0	Trepadeira
Euphorbiaceae												
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	lava-prato	N	5	3	0	6	2	1	3	3	0	Árvore
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	urucurana	N	2	1	0	6	0	0	2	0	0	Árvore
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.		N	0	0	0	1	1	0	0	1	0	Árvore

APÊNDICE E. Lista florística e abundância do estrato regenerante em Igrapiúna-BA (2015/2016). A colheita do eucalipto foi realizada em maio de 2015 e a regeneração natural foi avaliada antes da colheita (maio 2015), sete meses após (dezembro 2015) e quatorze meses após (julho 2016). N = Nativa; E=Exótica; NC = Não classificada; n = número absoluto de indivíduos encontrados; NAT = modelo de espécies nativas; CCC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, com colheita do eucalipto; CSC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, sem colheita do eucalipto. (continuação)

Família/Nome científico	Nome popular	Origem	Maio 2015			Dezembro 2015			Julho 2016			Hábito	
			n	n	n	n	n	n	n	n	n		
			NAT	CCC	CSC	NAT	CCC	CSC	NAT	CCC	CSC		
Fabaceae													
Centrosema sp. (DC.) Benth	urtiga	NC	-	-	-	0	0	0	0	1	0	Trepadeira	
Dalbergia nigra (Vell.) Allemão ex Benth.	jacarandá-da-bahia	N	0	1	0	0	0	0	0	0	0	Árvore	
Desmodium sp. Desv.	carrapicho	NC	-	-	-	8	6	2	4	0	2	Erva	
Fabaceae sp.1		NC	0	0	0	0	0	0	4	0	0	Arbusto	
Fabaceae sp.7		NC	0	0	0	0	1	0	0	0	0	Arbusto	
Fabaceae sp.8	feijão-do-mato	NC	-	-	-	1	1	1	15	21	4	Trepadeira	
Fabaceae sp.9		NC	-	-	-	3	0	0	0	0	0	Trepadeira	
Inga sp. Mill.	ingá	NC	0	0	0	0	0	0	1	0	0	Árvore	
Swartzia pylonema Harms		N	0	0	0	0	0	0	1	0	0	Árvore	
Heliconiaceae													
Heliconia sp. L.	bananeira-do-mato	NC	-	-	-	2	0	0	2	0	0	Erva	
Hypericaceae													
Vismia guianensis (Aubl.) Choisy	capianga	N	6	4	1	2	3	0	5	4	0	Árvore	
Lamiaceae													
Aegiphila integrifolia (Jacq.) Moldenke	fidalgo	N	1	0	1	8	2	1	1	3	3	Árvore	
Hyptis sp. Jacq.	canudinho	NC	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Arbusto	
Marsypianthes chamaedrys (Vahl) Kuntze	betônica-brava	N	-	-	-	0	0	0	0	0	0	Erva	
Lauraceae													
Ocotea puberula (Rich.) Nees	louro-abacate	N	0	0	0	1	0	0	2	0	0	Árvore	
Lomariopsidaceae													
Nephrolepis rivularis (Vahl) Mett. ex Krug	feto	N	-	-	-	0	1	0	0	3	0	Erva	

APÊNDICE E. Lista florística e abundância do estrato regenerante em Igrapiúna-BA (2015/2016). A colheita do eucalipto foi realizada em maio de 2015 e a regeneração natural foi avaliada antes da colheita (maio 2015), sete meses após (dezembro 2015) e quatorze meses após (julho 2016). N = Nativa; E=Exótica; NC = Não classificada; n = número absoluto de indivíduos encontrados; NAT = modelo de espécies nativas; CCC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, com colheita do eucalipto; CSC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, sem colheita do eucalipto. (continuação)

Família/Nome científico	Nome popular	Origem	Maio 2015			Dezembro 2015			Julho 2016			Hábito
			n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	
Lygodiaceae												
<i>Lygodium volubile</i> Sw.	samambaia-trepadeira	N	-	-	-	2	2	5	4	2	8	Trepadeira
Malpighiaceae												
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	muricí	N	0	0	1	0	0	0	0	0	0	Árvore
Malvaceae												
<i>Sida linifolia</i> Cav.		N	0	1	0	0	0	0	0	0	0	Arbusto
<i>Sida planicaulis</i> Cav.	vassoura	N	0	4	0	0	0	0	0	9	10	Arbusto
<i>Sida rhombifolia</i> L.	vassourinha	N	0	0	3	0	17	19	0	1	1	Arbusto
<i>Sida</i> sp. L.	bamburral	NC	6	2	4	3	2	3	0	0	0	Arbusto
Melastomataceae												
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	folha-fogo	N	151	98	143	159	146	152	112	90	89	Arbusto
<i>Leandra rufescens</i> (DC.) Cogn.	mundururú	N	0	0	0	0	1	0	0	0	0	Arbusto
<i>Leandra</i> sp. Raddi	mundururú	NC	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Arbusto
Melastomataceae sp.		NC	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Árvore
<i>Miconia calvescens</i> DC.	mundururú-ferro	N	0	0	0	3	0	1	1	1	4	Árvore
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	pequi-solteiro	N	4	10	4	8	13	18	10	15	18	Árvore
<i>Miconia serrulata</i> (DC.) Naudin	mundururú-preto	N	1	0	2	3	2	2	4	0	1	Árvore
<i>Miconia</i> sp.1 Ruiz & Pav.	mundururú	NC	0	0	0	0	0	0	4	1	0	Árvore
<i>Miconia</i> sp.2 Ruiz & Pav.	mundururú-branco	NC	3	2	3	12	2	11	20	4	11	Árvore
<i>Pterolepis glomerata</i> (Rottb.) Miq.		N	-	-	-	7	0	0	0	0	0	Erva
<i>Ossaea</i> sp. D.C.	mundururú-roxo	NC	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Árvore
Moraceae												
<i>Ficus obtusiuscula</i> (Miq.) Miq.	gameleira-roxa	N	1	2	7	1	1	2	0	0	2	Árvore
<i>Ficus</i> sp. L.		NC	0	0	0	0	0	0	0	1	0	Árvore

APÊNDICE E. Lista florística e abundância do estrato regenerante em Igrapiúna-BA (2015/2016). A colheita do eucalipto foi realizada em maio de 2015 e a regeneração natural foi avaliada antes da colheita (maio 2015), sete meses após (dezembro 2015) e quatorze meses após (julho 2016). N = Nativa; E=Exótica; NC = Não classificada; n = número absoluto de indivíduos encontrados; NAT = modelo de espécies nativas; CCC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, com colheita do eucalipto; CSC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, sem colheita do eucalipto. (continuação)

Família/Nome científico	Nome popular	Origem	Maio 2015			Dezembro 2015			Julho 2016			Hábito
			n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	
Myristicaceae												
<i>Virola gardneri</i> (A.DC.) Warb.	muquiiba	N	0	0	0	0	0	0	1	0	0	Árvore
Myrtaceae												
<i>Psidium guajava</i> L.	goiaba	E	0	1	1	0	0	0	0	0	0	Árvore
<i>Psidium guineense</i> Sw.	araçá-mirim	N	8	1	0	7	3	1	10	2	1	Árvore
Ochnaceae												
<i>Sauvagesia erecta</i> L.		N	-	-	-	0	5	0	0	0	0	Erva
Oxalidaceae												
<i>Oxalis barrelieri</i> L.	sanguinho	N	-	-	-	0	3	1	1	2	2	Erva
Phyllanthaceae												
<i>Phyllanthus</i> sp1 L.		NC	-	-	-	0	1	0	1	0	0	Erva
Piperaceae												
<i>Piper malacophyllum</i> (C.Presl) C.DC.		N	12	8	3	21	14	5	21	4	5	Arbusto
<i>Piper mollicomum</i> Kunth		N	0	1	0	2	3	6	5	4	3	Arbusto
<i>Piper umbellatum</i> L.	caapeba	N	43	116	81	70	116	90	48	91	36	Arbusto
<i>Piper</i> sp.2 L.		NC	0	0	9	0	0	1	0	0	0	Arbusto
<i>Piper</i> sp.1 L.		NC	0	0	0	0	0	0	0	0	2	Arbusto
Poaceae												
Poaceae sp.1		NC	-	-	-	0	0	0	4	6	1	Erva
Poaceae sp.2	taboca	NC	0	0	0	12	3	1	11	2	1	Arbusto
Polygalaceae												
<i>Polygala paniculata</i> L.		N	-	-	-	0	5	0	0	0	0	Erva

APÊNDICE E. Lista florística e abundância do estrato regenerante em Igrapiúna-BA (2015/2016). A colheita do eucalipto foi realizada em maio de 2015 e a regeneração natural foi avaliada antes da colheita (maio 2015), sete meses após (dezembro 2015) e quatorze meses após (julho 2016). N = Nativa; E=Exótica; NC = Não classificada; n = número absoluto de indivíduos encontrados; NAT = modelo de espécies nativas; CCC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, com colheita do eucalipto; CSC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, sem colheita do eucalipto. (continuação)

Família/Nome científico	Nome popular	Origem	Maio 2015			Dezembro 2015			Julho 2016			Hábito
			n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	
Polygonaceae												
Polygonaceae sp.		NC	1	1	14	0	0	0	0	0	0	Árvore
Primulaceae												
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	capororoca	N	4	0	2	4	0	2	7	0	1	Árvore
Rosaceae												
<i>Prunus</i> sp. L.		NC	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Árvore
Rubiaceae												
<i>Borreria capitata</i> (Ruiz & Pav.) DC.	chá-de-burro	N	-	-	-	441	3067	926	46	1194	167	Erva
<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K.Schum.		N	140	240	166	0	0	0	0	0	0	Arbusto
<i>Borreria</i> sp. G.Mey.		NC	0	0	1	0	0	0	0	0	0	Arbusto
<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	carquejo-arruda	N	27	25	15	36	44	17	26	38	20	Arbusto
<i>Palicourea blanchetiana</i> Schltdl.		N	0	1	0	0	0	0	1	0	0	Árvore
<i>Psychotria phyllocalymma</i> Müll.Arg.		N	1	1	0	1	0	0	2	0	0	Arbusto
Rubiaceae sp.1		NC	-	-	-	1	0	0	1	1	0	Trepadeira
Rubiaceae sp.2	mangue	NC	0	0	0	2	0	0	3	0	0	Árvore
Salicaceae												
<i>Banara brasiliensis</i> (Schott) Benth.		N	0	10	0	0	0	0	0	1	0	Árvore
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		N	0	0	1	0	0	0	0	0	0	Árvore
Sapindaceae												
<i>Serjania</i> sp. Mill.		NC	0	0	0	0	0	0	1	0	0	Arbusto
Solanaceae												
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltdl.	corana	N	1	4	0	3	4	0	3	2	0	Arbusto
<i>Cestrum</i> sp. L.		NC	0	0	0	0	0	0	0	2	0	Arbusto
Solanaceae sp.1		NC	6	0	2	0	0	1	0	0	2	Arbusto
Solanaceae sp.2		NC	0	0	1	0	0	0	0	0	0	Arbusto

APÊNDICE E. Lista florística e abundância do estrato regenerante em Igrapiúna-BA (2015/2016). A colheita do eucalipto foi realizada em maio de 2015 e a regeneração natural foi avaliada antes da colheita (maio 2015), sete meses após (dezembro 2015) e quatorze meses após (julho 2016). N = Nativa; E=Exótica; NC = Não classificada; n = número absoluto de indivíduos encontrados; NAT = modelo de espécies nativas; CCC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, com colheita do eucalipto; CSC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, sem colheita do eucalipto. (continuação)

Família/Nome científico	Nome popular	Origem	Maio 2015			Dezembro 2015			Julho 2016			Hábito
			n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	n NAT	n CCC	n CSC	
<i>Solanum polytrichum</i> Moric.	jurubeba	N	0	4	3	2	8	6	3	4	7	Arbusto
<i>Solanum rugosum</i> Dunal	cajussara	N	15	15	11	12	13	18	9	18	9	Arbusto
<i>Solanum stagnale</i> Moric.	jurubeba	N	0	0	1	1	1	3	1	0	2	Arbusto
<i>Solanum</i> sp. L.	jurubeba	NC	0	0	0	0	0	0	0	1	3	Arbusto
Urticaceae												
<i>Cecropia</i> sp. Loefl.	embaúba	NC	115	84	101	68	90	81	30	62	36	Árvore
Verbenaceae												
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	pau-viola	N	2	0	2	2	0	1	3	0	0	Árvore
<i>Lantana camara</i> L.		N	5	0	1	1	0	4	18	5	4	Arbusto
<i>Lantana</i> sp. L.		NC	0	0	0	0	0	0	1	0	1	Arbusto
<i>Lantana undulata</i> Schrank		N	0	0	0	0	0	7	0	0	0	Arbusto
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	rabo-de-lagartixa	N	0	2	0	55	80	75	43	51	35	Arbusto
Verbenaceae sp.1		NC	0	0	0	0	1	0	0	0	0	Arbusto
Verbenaceae sp.2		NC	-	-	-	2	6	0	0	0	0	Trepadeira
Verbenaceae sp.4		NC	0	0	0	0	0	0	13	4	2	Arbusto
Verbenaceae sp.5		NC	0	0	0	21	11	5	0	0	0	Arbusto
Indeterminada												
Indeterminada sp.1	samambaia-palma	NC	0	0	0	0	0	0	7	8	3	Árvore
Indeterminada sp.12		NC	-	-	-	0	1	0	0	0	0	Erva
Indeterminada sp.13		NC	-	-	-	0	0	1	0	0	0	Trepadeira
Indeterminada sp.14		NC	-	-	-	0	0	0	0	1	0	Trepadeira
Indeterminada sp.15		NC	-	-	-	0	2	2	0	0	0	Trepadeira
Indeterminada sp.16		NC	0	0	0	1	0	0	0	0	0	Árvore

APÊNDICE E. Lista florística e abundância do estrato regenerante em Igrapiúna-BA (2015/2016). A colheita do eucalipto foi realizada em maio de 2015 e a regeneração natural foi avaliada antes da colheita (maio 2015), sete meses após (dezembro 2015) e quatorze meses após (julho 2016). N = Nativa; E=Exótica; NC = Não classificada; n = número absoluto de indivíduos encontrados; NAT = modelo de espécies nativas; CCC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, com colheita do eucalipto; CSC = Consórcio entre espécies nativas e eucalipto, sem colheita do eucalipto. (conclusão)

Família/Nome científico	Nome popular	Origem	Maio 2015			Dezembro 2015			Julho 2016			Hábito
			n	n	n	n	n	n	n	n	n	
			NAT	CCC	CSC	NAT	CCC	CSC	NAT	CCC	CSC	
Indeterminada sp.17		NC	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Árvore
Indeterminada sp.18		NC	0	0	0	2	0	0	0	0	0	Arbusto
Indeterminada sp.19		NC	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Árvore
Indeterminada sp.20	flor-de-caipora	NC	0	0	0	0	0	1	0	0	1	Arbusto
Indeterminada sp.21		NC	0	0	0	0	0	0	1	2	1	Arbusto
Indeterminada sp.22		NC	-	-	-	0	0	0	1	0	1	Erva
Indeterminada sp.23		NC	0	0	0	0	0	0	1	0	0	Árvore

APÊNDICE F. Dinâmica de crescimento em diâmetro (valores logaritmizados) para 21 espécies nativas comuns a todos os tratamentos implantados em Igrapiúna-BA. ACG = *Mimosa artemisiana*; ACJ = *Peltophorum dubium*; ACT = *Anadenanthera peregrina*; BAL = *Myrcarpus frondosus*; BDB = *Cordia superba*; EBR = *Cecropia hololeuca*; IPR = *Handroanthus heptaphyllus*; JAN = *Himatanthus articulatus*; JBA = *Dalbergia nigra*; JEB = *Cariniana estrelensis*; JER = *Cariniana legalis*; JTB = *Hymenaea courbaril*; JUE = *Parkia pendula*; MUL = *Aegiphila sellowiana*; PAM = *Paratecoma peroba*; PAS = *Pterocarpus rohrii*; PBR = *Paubrasilia echinata*; PTB = *Talisia coriacea*; PUT = *Centrolobium microchaete*; SAP = *Lecythis pisonis*; TIM = *Enterolobium contortisiliquum*.

ANEXOS

ANEXO A. Lista de espécies plantadas na área de estudo localizada em Igrapiúna – BA.

Família	Nome Científico	Nome popular
Anacardiaceae	<i>Spondias venulosa</i> (Engl.) Engl.	cajá-do-mato
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	peito-de-pombo
Annonaceae	<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	pinha-da-mata
Apocynaceae	<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	janaúba
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	ipê-roxo
	<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhlm	peroba-amarela
	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	cinco-folhas
Boraginaceae	<i>Cordia myxa</i> L.*	
	<i>Cordia superba</i> Cham.	baba-de-boi
Euphorbiaceae	<i>Joannesia princeps</i> Vell.	boleira
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	angico-curtidor
	<i>Centrolobium microchaete</i> (Mart. ex Benth.) H.C.Lima	putumuju
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	jacarandá-da-bahia
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	timboril
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	jatobá
	<i>Inga edulis</i> Mart.	ingá-de-metro
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	ingá
	<i>Mimosa artemisiana</i> Heringer & Paula	angico-cangalha
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	bálsamo
	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	juerana-vermelha
	<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) E. Gagnon, H.C. Lima & G.P. Lewis	pau-brasil
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	angico-canjiquinha
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	pau-sangue
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	fedegoso
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	mululo
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	jequitibá-branco
	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	jequitibá-rosa
	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	sapucaia
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	murici
Myrtaceae	<i>Eucalyptus urophylla</i>	Clone H 15
	<i>Eucalyptus urophylla</i>	Clone I 144
	<i>Eucalyptus urophylla</i> x <i>Eucalyptus grandis</i>	Clone HC 1528
	<i>Eucalyptus urophylla</i> x <i>Eucalyptus grandis</i>	Clone I 224
Sapindaceae	<i>Talisia coriacea</i> Radlk.	pitomba
Urticaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	embaúba-branca
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	pau-viola

*Espécie exótica plantada erroneamente.

ANEXO B. Lista de espécies plantadas na área de estudo localizada em Mucuri – BA.

Família	Nome científico	Nome popular
Anacardiaceae	<i>Astronium concinnum</i> Schott	aderno
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	aroeira-pimenteira
	<i>Spondias</i> sp. L.	cajá-mirim
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	ipê-roxo
	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	ipê-ovo-de-macuco
	<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhl	peroba-amarela
	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	cinco-folhas
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	ipê-felpudo
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	louro-curtidor
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	corindiba
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	guanandi
Euphorbiaceae	<i>Joannesia princeps</i> Vell.	boleira
Fabaceae	<i>Anadenanthera</i> sp. Speg.	angico-vermelho
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	angico-curtidor
	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	garapa
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	macanaíba
	<i>Centrolobium microchaete</i> (Mart. ex Benth.) H.C.Lima	putumujú
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	jacarandá-da-bahia
	<i>Enterolobium monjollo</i> (Vell.) Mart.	timboril
	<i>Erythrina fusca</i> Lour.	eritrina
	<i>Hymenaea martiana</i> Hayne	jatobá
	<i>Inga edulis</i> Mart.	ingá-de-metro
	<i>Inga marginata</i> Willd.	ingá
	<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) E. Gagnon, H.C. Lima & G.P. Lewis	pau-brasil
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	angico-canjiquinha
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	guapuruvu
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	fedegoso
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	pau-cigarra
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	mululo
Lauraceae	Lauraceae sp.	canela-fogo
Lecythidaceae	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	sapucaia
Malpighiaceae	<i>Byrsonima</i> sp. Rich. ex Kunth	murici
Malvaceae	<i>Basiloxylon brasiliensis</i> (All.) K.Schum.	farinha-seca
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	mutambo
	<i>Luehea</i> sp. Willd.	açoita-cavalo
Melastomataceae	<i>Tibouchina</i> sp. Aubl.	quaresminha
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	maçaranduba
Myrtaceae	<i>Eucalyptus urophylla</i> x <i>Eucalyptus urophylla</i>	Clone BA 7346
	<i>Psidium guajava</i> L.*	goiaba
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	jenipapo
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltdl.	fruto de sabiá
Urticaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	embaúba-branca
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	tucaneiro

*Espécie exótica plantada erroneamente.

ANEXO C. Lista de espécies plantadas na área de estudo localizada em Aracruz – ES.

Família	Nome científico	Nome popular
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	aroeira-pimenteira
	<i>Spondias</i> sp. L.	cajá-mirim
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	peito-de-pombo
Apocynaceae	<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	agoniada
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	ipê-roxo
	<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhlm	peroba-amarela
	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	cinco-folhas
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	ipê-felpudo
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	corindiba
Euphorbiaceae	<i>Joannesia princeps</i> Vell.	boleira
Fabaceae	<i>Anadenanthea</i> sp. Speg.	angico-vermelho
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	angico-curtidor
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	jacarandá-da-bahia
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	timboril
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	jatobá
	<i>Inga edulis</i> Mart.	ingá-de-metro
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	ingá
	<i>Melanoxylon brauna</i> Schott	braúna
	<i>Mimosa artemisiana</i> Heringer & Paula	angico-cangalha
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	bálsamo
	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	juerana-vermelha
	<i>Paubrasil echinata</i> (Lam.) E. Gagnon, H.C. Lima & G.P. Lewis	pau-brasil
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	angico-canjiquinha
	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	vinhático
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	pau-sangue
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	madeira-nova
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	fedegoso
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	pau-cigarra
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	mululo
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	jequitibá-branco
	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	jequitibá-rosa
	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	sapucaia
Malpighiaceae	<i>Byrsonima</i> sp. Rich. ex Kunth	murici
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro
Myrtaceae	<i>Eucalyptus urophylla</i> x <i>Eucalyptus grandis</i>	6437
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitanga
	<i>Psidium</i> sp. L.	araçá
Sapindaceae	<i>Cupania</i> sp. L.	camboatã
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltdl.	fruto-de-sabiá
Urticaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	embaúba-branca
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	pau-viola