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

Fatores que influenciam a dinâmica florestal após exploração de madeira na
Amazônia brasileira

Andreia Alves Erdmann

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

Piracicaba
2019

Andreia Alves Erdmann
Bacharel em Engenharia Florestal

**Fatores que influenciam a dinâmica florestal após exploração de madeira na Amazônia
brasileira**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **EDSON JOSÉ VIDAL DA SILVA**

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

Piracicaba
2019

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

Erdmann, Andreia Alves

Fatores que influenciam a dinâmica florestal após exploração de madeira na Amazônia brasileira / Andreia Alves Erdmann. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2019.

194 p.

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

1. Manejo de florestas tropicais 2. Silvicultura de espécies madeiras
3. Competição por recursos ambientais 4. Curvas de crescimento 5.
Mortalidade florestal 6. Recrutamento florestal 7. Floresta amazônica I.
Título

DEDICATÓRIA

Dedico

Aos meus pais, Florinda e Jairo

Ao meu irmão Thiago

Ao meu esposo Eduardo

Às florestas tropicais ao redor do mundo, a melhor forma de dedicar a Deus.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, a Deus, que sempre me deu força, coragem e inspiração para iniciar e concluir todos os desafios profissionais.

Aos meus pais, Florinda Alves de Macedo e Jairo Berger Erdmann, pela forma maravilhosa de educar os filhos, pelo apoio e conselhos, por terem respeitado as minhas escolhas e pelo amor e participação em todas as fases da minha vida. Acredito que esses são os melhores presentes e ajudas que um filho poderia ganhar. Agradeço também ao meu irmão Thiago Alves Erdmann por todo incentivo e boas energias. Sem vocês, certamente, não teria chegado até aqui!

Ao meu querido esposo Eduardo Zavaschi, que esteve durante toda a pós-graduação ao meu lado me dando força e compartilhando todos momentos de crescimento. Obrigada também pelo valoroso apoio nas correções finais deste trabalho. Você e toda sua família são os lindos presentes que a pós-graduação me deu, agradeço a Deus pela vida de vocês! Amo você meu amor.

Ao meu orientador Prof. Dr. Edson José Vidal da Silva, pela paciência e apoio durante esses quase quatro anos de doutorado e por proporcionar uma atmosfera de paz que me ajudou a desenvolver meu trabalho de forma tranquila. Através do Prof^o Edson eu pude aprender mais sobre manejo florestal e silvicultura de espécies tropicais no Laboratório de Silvicultura Tropical (LASTROP), fazer o intercâmbio, o curso do IFT de Gerenciamento da Extração no Manejo Florestal e várias outras oportunidades que eu não teria em outro lugar.

Agradeço à estagiária Gabriela Schmidt Menegali e todos os alunos que compunham a equipe do Grupo de Estudos e Pesquisas em Ecologia e Manejo de Florestas Tropicais (GEPEM) pela finalização da tabulação dos dados manejo de Paragominas em 2014. Aos estagiários Eng. Ftal Alex Fernando Mendes pelas coletas e Eng. Ftal Deyginanem Brito da Luz pela participação da coleta e tabulação dos dados de 2017 e ao parataxônomo Miguel Alves de Jesus pelo belo trabalho de identificação e mensuração das espécies da área estudada em Paragominas. Sllailton Silveira Guedes, obrigada pela imagem do lindo ipê-roxo que está no início do quarto capítulo. Muito obrigada, sem vocês esse trabalho não teria sido concluído com tanta qualidade.

Aos proprietários da fazenda Agrossete, sr. Pérsio e Rômulo Lima que nos receberam muito bem e viabilizaram o trabalho realizado lá.

Aos amigos que me ajudaram a construir essa tese eu sou muito grata pelas orientações, paciência e amizade. Ao Dr. Saulo E. X. Franco de Souza por toda orientação estatística, Dr. Danilo Roberti Alves de Almeida pela ajuda estatística inicial, Eng. Agr. Ricardo Mitsuo Iamachita por esclarecer dúvidas e ajudar na organização dos dados, Bruno Marcel Conceição Soares pela orientação sobre a análise financeira, Msc. Leandro Balistieri pela ajuda com o ArcGIS e criação dos índices de competição, Eng. Agr. Mariane Romeiro pela ajuda com os mapas, Eng. Ftal Rodrigo Costa pelas correções da tese e à Msc. Amelia Tulsi Elgar pelas correções no inglês e Msc. Vanessa Erler Sontag pelas lindas figuras, gráficos e esquemas que ilustram esta tese, espero que sua empresa (ILLUS) seja um sucesso e que eu veja muitas das suas ilustrações, gráficos, mapas e esquemas nos artigos pelo mundo afora.

Ao Laboratório de Silvicultura tropical pelo suporte e a todos os amigos que fiz lá: Amelia Tulsi Elgar, Caio de Oliveira Loconte, Carina Camargo Silva, Carolina Giudice Badari, Daniel Palma Perez Braga, Daniella Schweizer, Danilo Roberti Alves de Almeida, Denise T. G. Bizuti, Fabrício Hernani Tinto, Frederico Domene, Henrique S. F. de Andrade, Juliano van Melis, Leandro Balistieri, Luciana Maria Papp, Luis Eduardo Bernardini, Maria Andréia Moreno, Maria Elisa Russo Mafra Machado, Marina Melo Duarte, Monica Borda Niño, Nino Tavares Amazonas, Paula Meli, Paulo Guilherme Molin, Prof. Edson José da Silva Vidal, Profº Pedro Henrique Santin Brancalion, Renata Bergamo Caraméz, Saulo E. X. Franco de Souza, Taísi Bech Sorrini, Vanessa Erler Sontag, Vanessa Souza Moreno e Ricardo Gomes César. Se eu fosse descrever e agradecer cada coisa que compartilhamos todos esses anos, eu certamente escreveria outra tese, então eu aproveito para agradecer a todos de forma geral e dizer que vocês foram fundamentais para construir os dias felizes que passei no LASTROP, com muitas conversas, confições, comida e principalmente muito trabalho. Agradeço também aos amigos do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF) pelo carinho, boa convivência e incentivos para continuar no caminho da pesquisa.

Aos meus amigos e professores do intercâmbio no Forest Ecology and Forest Management Group (FEM) em Wageningen University & Research e todos os amigos que me ajudaram muito e compartilharam seus melhores momentos e sorrisos na Holanda. Muito obrigada pela oportunidade, receptividade e convivência Ana Roberta de Miranda, Alejandra Hernandez, Carolina Berget, Elisa Dícia, Federico Alice Guier, Gisele Biem, Izabela Aleixo, José Anibal Medina, Joke Jansen-Klijn, Juan Ignacio Ramirez Chiriboga, Leonardo de Magalhães, Linar Akhmetzyanov, Lu Huicui, Rodrigo Muñoz, Niara Rutte, Madelon Lohbeck, Masha T. van der Sande, Mathieu Decuyper, Meike Bouwman, Qi Liu, Shanshan Yang, Yanjun Song, Prof. Ellen Boerstra-Wilderink, Prof. Frank Sterck, Prof. Frans Bongers, Prof. Frits Mohren, Prof. Leo Goudzwaard, Prof. Lourens Poorter, Prof. Pieter Zuidema, Prof. Ute Sass-Klaassen. Agradeço em especial a Prof. Marielos Peña- Claros por me aceitar como sua orientada e viabilizar o intercâmbio em Wageningen University & Research, pois sem sua ajuda realizar o sonho do intercâmbio e melhorar a tese e meu inglês não seria possível.

À querida secretária do Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais (PPGRF), Giovana Monteiro e a querida técnica do Laboratório de Silvicultura Tropical (LASTROP), Maria Andréia Moreno por me auxiliar com várias questões burocráticas e técnicas da pós-graduação e pelas longas conversas que me aliviaram e motivaram ao longo desses anos. E ao Jefferson Lordello Polizel, técnico em informática do Laboratório de Métodos Quantitativos pelas orientações na organização do banco de dados e com o ArcGIS.

Aos profissionais do serviço de fisioterapia da ESALQ que sempre foram tão cuidadosos e me atenderam com muito carinho: Aline Spoto Maluf Esteves, Renan Esteves, Alessandra Marjota.

À minha Professora de inglês Lia Silvia Nogueira Amuy por tantos ensinamentos da língua até aqui e pelas inúmeras correções de textos.

Aos meus amigos Larissa da Silva Soares e Cristiano Castro pelo apoio dado e conversas mesmo a distância e por me tirar dúvidas técnicas e indicar referências importantes para esse trabalho.

Às companheiras de repúblicas que convivi durante o tempo que estive em Piracicaba (Ana Luisa Vasconcelos, Andreísa Lima, Bruna Laís Merlin, Caroline de Oliveira, Carolina Giudice Badari, Isis Tikami, Jaqueline, Júlia Barbosa de Paiva, Sueme Ueno, Mariane Romeiro, Marina Melo Duarte, Maristela de Araújo Gomes, Tamara Moraes), eu agradeço por todas as experiências vividas, elas certamente me fizeram crescer e aprender muita coisa sobre responsabilidade, companheirismo, mansidão, compartilhar, gestão e amizade. Guardarei para sempre todas as boas experiências e a amizade de vocês no meu coração.

Aos Profs. Drs. Hilton Thadeu Zarate Couto, José Natalino Macedo Silva e Sergius Gandolf que contribuíram bastante na minha banca da qualificação e aos Profs. Drs. José Natalino Macedo Silva, Juliano van Melis, Marielos Peña Claros, Pedro Henrique Santin Brancalion, Rafaela Pereira Naves, Vera Lex Engel por aceitarem o convite para fazerem parte da minha banca avaliadora na defesa da tese.

À Profª Silvia Molina pelas orientações e meditações e a Mariana Palazzo pelas orientações na fase final do trabalho, vocês foram muito importantes para manter minha estabilidade emocional.

Ao financiamento oferecido pelo Banco Santander (edital PRPG N°03/2017 Mobilidade Santander) que possibilitou o intercâmbio em Wageningen University & Research, Wageningen, Holanda. Essa foi a primeira oportunidade de um intercâmbio fora do Brasil e tenho certeza que fez toda a diferença no meu desenvolvimento como pesquisadora e na qualidade dessa pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES demanda social – Código de Financiamento 001), pelo apoio e concessão da bolsa de doutorado.

Às instituições e agências financiadoras que apoiaram o projeto piloto de manejo florestal em Paragominas ao longo dos anos, especificamente a USAID (1993-2006), o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; processos 481097/2008-2, 201138/2012-3, 309319/2018-8) (2006-2014) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP; processos 2013/16262-4, 2013/50718-5).

Muitas pessoas ajudaram e participaram do período que estive cursando o doutorado: minha família, meus amigos, meus colegas de trabalho, os colaboradores nas atividades da pesquisa e as instituições de fomento. A todos vocês, muitíssimo obrigada!!

BIOGRAFIA

Andreia Alves Erdmann nasceu em 25 de setembro de 1989, no município de Rio Maria, sul do Pará, Brasil. Sua família morava em uma vila a 25 km da cidade de Rio Maria, chamada Musa, pois seu pai trabalhava nas empresas madeiras Marajoara e Musa como caminhoneiro transportando a madeira extraída na região. Com um ano de idade, quando as atividades de extração de madeira na região da Musa acabaram, sua família mudou-se para a cidade de Rio Maria, onde Andreia iniciou o ensino fundamental na Escola Adventista. Quando tinha 11 anos, sua família se mudou para Redenção, cidade a 100 km de Rio Maria, também no estado do Pará, onde concluiu o ensino fundamental na Escola Estadual Deuzuita Pereira de Queiroz e na Escola Municipal Maria Conceição Correa e o ensino médio ela concluiu com uma bolsa de estudos no Colégio Sistema.

Em 2007, Andreia mudou-se para Belém onde fez curso pré-vestibular e iniciou em 2008 o curso de Engenharia Florestal na Universidade Federal Rural da Amazônia. Na universidade ela teve o primeiro contato com a pesquisa na área de anatomia vegetal e silvicultura. Concluiu a graduação em 2012 e logo em seguida rumou para Piracicaba no interior de São Paulo para iniciar o mestrado em Recursos Florestais na Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, campus da Universidade de São Paulo. Em seus estudos no mestrado seu desejo era adquirir conhecimento sobre, restauração florestal e descobrir o complexo comportamento silvicultural de espécies tropicais em plantios de enriquecimento. Andreia finalizou sua dissertação de mestrado, com opção em Conservação de Ecossistemas Florestais, intitulada “Comportamento silvicultural de espécies nativas usadas no enriquecimento artificial de florestas alteradas na Amazônia, visando potencializar a exploração econômica da Reserva Legal”. O projeto desenvolvido no mestrado motivou Andreia a aprender mais sobre pesquisa e docência e aumentou seu interesse por conservação florestal e silvicultura de espécies tropicais. Em março de 2015, ela concluiu o mestrado.

No início de 2014, ela iniciou com bolsa o MBA em Gestão Estratégica de negócios no PECEGE-ESALQ-USP, o qual foi concluído com louvor em 2016. Ele optou por estudar a certificação florestal no Brasil com a monografia intitulada “Gestão estratégica no processo de certificação do manejo de florestas nativas e plantadas no Brasil”, a qual ganhou o prêmio de melhor trabalho do ano entre os cursos da instituição. Em Julho de 2015, iniciou o doutorado também na Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, campus da Universidade de São Paulo. Durante o doutorado, ela teve a oportunidade de trabalhar com diversas pessoas na universidade e nas atividades de campo. Trabalhou no projeto de Manejo florestal da fazenda Agrossete de Paragominas, estado do Pará, o qual coordenou a organização do banco de dados em 2014 e 2017 e monitoramento em 2016 e 2017. Esteve também envolvida em atividades como representante discente junto à Comissão de Ética Ambiental na Pesquisa da ESALQ-USP (CEAP) e representante discente do Programa de Pós-graduação em Recursos Florestais (PPRF) (2015-2016). Entre o final de agosto e final de novembro de 2017 desenvolveu parte de sua tese de doutorado no grupo Forest Ecology and Management em Wageningen University & Research, na Holanda. Todas essas oportunidades e quase quatro anos de muito trabalho (Julho de 2015 a Julho de 2019) resultaram na tese “Fatores que influenciam a dinâmica florestal após exploração de madeira na Amazônia brasileira” que você segura agora em suas mãos ou lê pela tela do computador.

Atualmente, tendo terminado suas atividades no doutorado e tendo sua tese de doutorado aprovada pela banca examinadora, Andreia estará pronta para servir o Brasil com o conhecimento que adquiriu na área de pesquisa nos últimos anos. Seu objetivo é contribuir para a compreensão da complexidade das florestas e ajudar na conservação e manejo dos recursos ambientais, visto que são de extrema importância para conservação da biodiversidade, qualidade de vida e segurança dos seres humanos que vivem na zona rural, pequenas e grandes cidades.

Nos tempos livres, ela gosta de praticar esportes, viajar, ler, andar pela natureza e fotografá-la, além de fazer artesanatos, meditar, cuidar das plantas e da composteira que tem em casa com grande número de minhocas. Ela também dá muito valor para suas amigas e família, gosta de sair para conversar e celebrar a vida com os amigos, familiares e seu esposo Eduardo. Andreia está sempre “em oração”!

Essas afirmações são percepções gerais sobre a tese, sobre a ciência em geral e sobre a vida. Elas geralmente são apresentadas nas teses pelos alunos do grupo Forest Ecology and Forest Management (FEM) na Wageningen University & Research e resolvi fazê-las aqui.

1. A condição das árvores e vizinhança após a exploração tem influência na dinâmica da floresta, dessa forma tratamentos silviculturais específicos podem favorecer a sua recuperação (esta tese)
2. O crescimento das espécies *Dipteryx odorata*, *Manilkara bidentata*, *Manilkara elata* e *Handroanthus serratifolius* é muito lento e as atividades de exploração atuais podem comprometer sua sustentabilidade (esta tese)
3. O estudo detalhado do ciclo de vida de espécies florestais pode subsidiar tomadores de decisão na escolha de uma legislação adequada para o manejo de cada espécie
4. A multidisciplinaridade de uma equipe pode construir um conhecimento mais aprofundado e completo sobre determinado assunto
5. A preservação e sustentabilidade de florestas tropicais só é possível com educação e conscientização da sociedade
6. A consciência se dá pelo contraste
7. O segredo para educar é ser.

Afirmações pertencentes a tese intitulada:

‘Fatores que influenciam a dinâmica florestal após exploração de madeira na Amazônia brasileira’.

Andreia Alves Erdmann

Piracicaba, 03 Julho de 2019

SUMÁRIO

RESUMO	14
ABSTRACT	16
LISTA DE FIGURAS	18
LISTA DE TABELAS.....	21
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	24
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	28
1.1. Histórico do uso da terra e desmatamento na Amazônia.....	28
1.2. Manejo, políticas e legislação para conservação florestal.....	30
1.3. Exploração florestal: Crescimento, mortalidade e recrutamento.....	33
1.4. Tratamentos silviculturais em florestas tropicais	35
1.5. Síntese da tese.....	40
1.6. Objetivo e perguntas	41
REFERÊNCIAS.....	42
2. INFLUÊNCIA A LONGO PRAZO DE FATORES AMBIENTAIS NO CRESCIMENTO DE FLORESTA SUBMETIDA A EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO E CONVENCIONAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL.....	54
Resumo	54
Abstract.....	54
2.1. Introdução	55
2.2. Material e métodos	58
2.3. Resultados	64
2.4. Discussão	71
2.5. Conclusão.....	78
REFERÊNCIAS.....	78
APÊNDICES	84
3. FATORES QUE IMPULSIONAM A MORTALIDADE NAS FLORESTAS MANEJADAS DA AMAZÔNIA ORIENTAL.....	114
Resumo	114
Abstract.....	114
3.1. Introdução	115
3.2. Material e Métodos	118
3.3. Análise de dados	119
3.4. Resultados	121
3.5. Discussão	127
3.6. Conclusão.....	128
REFERÊNCIAS.....	129
4. PADRÃO DE CRESCIMENTO E VALORIZAÇÃO ECONÔMICO-FINANCEIRA DE ESPÉCIES MADEIREIRAS VINTE E QUATRO ANOS APÓS O MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL	134

Resumo	134
Abstract.....	134
4.1. Introdução.....	135
4.2. Material e Métodos	138
4.3. Resultados	143
4.4. Discussão.....	158
4.5. Conclusão.....	165
REFERÊNCIAS.....	166
APÊNDICE.....	171
5. SÍNTESE E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	182
5.1. Introdução.....	182
5.2. Dinâmica florestal após a EIR e EC	184
5.3. Influência dos fatores relacionados a condição das árvores e vizinhança no crescimento das árvores após a exploração florestal	186
5.4. Influência dos fatores de condição das árvores e vizinhança nos grupos funcionais	188
5.5. Mudanças das taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento após a exploração e importância do monitoramento a longo prazo	189
5.6. Valorização econômica da floresta após exploração.....	190
REFERÊNCIAS.....	192

RESUMO

Fatores que influenciam a dinâmica florestal após exploração de madeira na Amazônia brasileira

A exploração de impacto reduzido (EIR) é um método florestal conhecido por ter suas atividades fundamentadas em maior planejamento e colheitas controladas de madeira para garantir maior potencial de recuperação em florestas exploradas, sendo um critério essencial para o desenvolvimento sustentável. No entanto, a extração ilegal de madeira e outras práticas insustentáveis de manejo na Amazônia brasileira continuam aumentando em regiões tropicais e são responsáveis pela diminuição da disponibilidade de madeira, criando uma luta cada vez maior para garantir um rendimento sucessivo de espécies exploradas em ciclos de corte consecutivos. Para superar esse problema, investigamos o padrão de crescimento e o valor das espécies florestais manejadas, a fim de dar subsídio à futuras adequações na legislação aplicada ao manejo e garantir a sustentabilidade florestal. Além disso, buscamos conhecer quais fatores bióticos e abióticos podem influenciar o crescimento, mortalidade e recrutamento da floresta após a exploração, a fim de propor tratamentos silviculturais que acelerem a recuperação dessa floresta para o próximo ciclo de corte. Determinamos também as curvas de crescimento das espécies madeireiras e sua valorização econômica com o passar dos anos, bem como analisamos se a gestão adotada atualmente garante a sustentabilidade florestal no futuro. Essa pesquisa ocorreu na Amazônia Oriental, no Brasil, em uma floresta que foi explorada por EIR e EC. A tese consiste em cinco capítulos: a introdução geral, três capítulos de pesquisa e uma síntese com considerações finais dos estudos. No segundo capítulo, os resultados afirmaram que o crescimento da floresta é maior após o uso da EIR, porém fatores de condição das árvores e vizinhança também podem influenciar o crescimento da floresta e de grupos funcionais. Dessa forma, o aumento da quantidade de lianas, danos na copa e competição unilateral por área basal teve efeito negativo no crescimento florestal. Além disso, o aumento do nível de luz e competição multilateral por densidade pode aumentar as taxas de crescimento das árvores. Os fatores de condição das árvores e vizinhança afetam de maneira diferente os grupos funcionais. Descobrimos também que houve aumento significativo das taxas de crescimento após a colheita florestal, mostrando que as espécies aproveitam o ambiente com muita luz para crescer. No terceiro capítulo, os resultados afirmam que as técnicas de exploração florestal influenciam a mortalidade das árvores, sendo a exploração convencional responsável por maior probabilidade de mortalidade após a colheita florestal; as árvores com nível alto de lianas têm maior probabilidade de mortalidade; as árvores com danos na copa têm maior chance de mortalidade; as maiores árvores (DAP maior) são mais suscetíveis à mortalidade. No quarto capítulo, foi observado que o incremento em diâmetro e área basal, para a maioria das espécies, aumenta com o uso de técnicas de baixo impacto na exploração. As espécies têm diminuição do incremento em diâmetro devido a influência de El Niño. O crescimento de espécies como *Dipteryx odorata* (Aubl.) Willd., *Manilkara bidentata* (A.DC.) A.Chev., *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach. e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose é muito lento e a alta intensidade de corte na exploração pode diminuir ainda mais a velocidade de crescimento e recuperação dessas espécies. As menores árvores apresentaram menor crescimento e as maiores árvores apresentaram oscilação das taxas de crescimento logo após a exploração. As espécies madeireiras mais valorizadas são as madeiras nobres de alta densidade, porém como elas não têm a sustentabilidade garantida pelas atividades de exploração, com o passar do tempo são substituídas por espécies de baixa densidade. Esse estudo apresenta a interface entre a ciência do manejo, silvicultura de espécies tropicais e sua prática. Dessa forma, auxilia no aperfeiçoamento das leis e normas que regem o manejo e no desenvolvimento de tratamentos silviculturais específicos em florestas tropicais. Nossos resultados mostram como é possível melhorar as técnicas de exploração de madeira, diminuir a competição, os danos florestais e otimizar a recuperação florestal visando alcançar, num

futuro próximo, o manejo florestal sustentável. Esse estudo pode ser utilizado como subsídio à silvicultura de espécies e ações de manejo em diferentes ecossistemas florestais por profissionais do manejo, tomadores de decisão e cientistas, para que a ciência e o setor produtivo possam avançar.

Palavras-chave: Manejo de florestas tropicais; Silvicultura de espécies madeiras; Competição por recursos ambientais; Curvas de crescimento; Mortalidade florestal; Recrutamento florestal; Floresta amazônica

ABSTRACT

Factors that affect forest dynamics after logging in the Brazilian Amazon

Reduced impact logging (RIL) is a well known forestry method that requires extensive planning and controlled timber harvesting to ensure a greater recovery potential for exploited forests, an essential criteria for sustainable development. However, in the Brazilian Amazon, illegal logging and other unsustainable forest management practices continue to increase in tropical regions and are responsible for decreasing the availability of timber, creating an ever-increasing struggle to guarantee successive yields of timber species in consecutive cutting cycles. To overcome this problem, we investigated the growth pattern and value of managed forest timber species to support future legislation amendments applied to the management and guarantee of forest sustainability in Amazonian Brazil. We examined biotic and abiotic factors that may influence forest growth, mortality, and recruitment after exploration, which gave indication to potential silvicultural treatments that can accelerate forest recovery in succeeding cutting cycles. We also determined timber species growth curves and estimated their financial increase potential overtime as well as analyze whether the management practices currently adopted guarantees forest sustainability in the future. This research took place in Eastern Amazonia, Brazil in a forest that had been harvested using RIL and CL (Conventional logging) techniques. This thesis consists of five chapters: the general introduction, three research chapters and a concluding chapter synthsizing the major findings from the study. In the second chapter, results confirm forest growth to be higher after implementing RIL, but factors related to tree and neighborhood condition can influence forest growth and functional groups. Thus, an increased amount of vines, crown damage and unilateral competition by basal area had a negative effect on forest growth. In addition, increasing light levels and multilateral competition may increase rates of tree growth. Furthermore, factors of tree condition and neighborhood seemed to affect the functional groups differently. We also found there was a significant increase in growth rates after harvesting, indicating that species take advantage of the greater availability of light within their environment. In the third chapter, the results affirm that the techniques of forest logging influence the mortality of the trees, being the conventional exploitation responsible for a greater probability of mortality after the forest harvest; trees with high lianas have greater likelihood of mortality; trees with crown damage have higher chance of mortality; the largest trees (DBH larger) are more susceptible to mortality. In the fourth chapter, it was observed that most species diamater and basal areas increased with the use of low impact logging techniques. Decreased in species diameter was mainly attributed to the influence of El Niño events. The growth of species such as *Dipteryx odorata* (Aubl.) Willd., *Manilkara bidentata* (A.DC.) A.Chev., *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach. and *Handroanthus serratifilius* (Vahl) S.Grose are generally very slow growing and high intensity logging may the rate of growth and recovery of these species even more. The smallest trees recorded presented lower rates of growth compared to larger trees which presented an growth rates that oscillated soon after exploitation. The most valued timber species are those of high density, but as they do not have the sustainability guaranteed by exploration activities, over time they are replaced by low density species. This study presents an interface between the science of forest management, forestry of tropical species and its practice. Therefore, it helps to improve the laws and regulations governing the management and development of specific silvicultural treatments in tropical forests. Our findings show how it is possible to improve logging techniques, reduce competition and forest damage and optimize forest recovery in order to achieve sustainable forest management in the near future. This study can be used as a subsidy to the forestry of species and management actions in different forest ecosystems by management professionals, decision makers and scientists, so that science and the productive sector can move forward.

Keywords: Management of tropical forests; Silviculture of timber species; Competition for environmental resources; Growth curves; Forest mortality; Forest recruitment; Amazon forest

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Área de estudo onde foi realizada a exploração florestal na Fazenda Agrossete, em Paragominas no estado do Pará, Brasil..... 58
- Figura 2.** Condições das árvores quanto a quantidade de luz e lianas nas copas, de danos no tronco e nas copas e qualidade do fuste..... 61
- Figura 3.** Esquema mostrando como foram calculados os índices de competição. As condições são o somatório da área basal, volume e densidade de todos os vizinhos (competição multilateral) e somente de vizinhos dominantes, ao seja, com DAP maior que o da árvore alvo (competição unilateral) considerando árvores com DAP maior que 25 cm. Foram consideradas quatro distâncias (raio) ao redor das árvores alvo (5, 10, 15 e 20 metros). A combinação dessas condições resultou em 24 índices de competição..... 62
- Figura 4.** Fatores que influenciam o crescimento das árvores (cm.ano^{-1}). Os diferentes fatores e seus níveis são: (A) Tipo de exploração: 1 - Floresta não explorada, 2 - exploração convencional, 3 - exploração de impacto reduzido; (B) Quantidade de luz incidente: 1- Luz superior total, 2 - Alguma luz superior, 3 - Somente luz difusa; (C) Quantidade de cobertura de lianas nas árvores: 1 - sem lianas, 2 - pouca liana, 3 - muita liana; (D) Quantidade de danos na copa: 1 - Sem danos, 2 - Pouco dano, 3 - Muito dano; (E) Competição multilateral considerando a densidade competidores no raio de 15 metros de cada árvore avaliada e relação com a taxa de crescimento (cm.ano^{-1}); (F) Competição unilateral considerando área basal de competidores no raio de 20 metros. 68
- Figura 5.** Coeficientes polinomiais ortogonais para o modelo que prevê as taxas de crescimento das árvores em função da EC, EIR, floresta não explorada (controle) e fatores como quantidade de luz (luz), quantidade de lianas (lianas), níveis de danos na copa (danos), competição multilateral por densidade (densidade de vizinhos) e competição unilateral por área basal (área basal dos vizinhos dominantes) quinze metros ao redor das árvores de interesse. Os gráficos acima representam a influência desses fatores no crescimento da floresta e dos grupos funcionais. 70
- Figura 6.** Saída de análise de agrupamento hierárquico. Análise realizada com o pacote FactoMineR v.1.31.3 (Lê et al., 2008) disponível para o software estatístico R v.3.2.2 (R Core Team, 2015). Consulte Lê, Josse e Husson (2008) para interpretação de resultados. Análise de Componentes Principais (PCA) da densidade da madeira, 75º valores de quantile para taxas de crescimento do DAP (A), classificação do agrupamento hierárquico (B), mapa dos agrupamentos formados (C), agrupamento hierárquico no mapa dos fatores (D). Os grupos formados foram classificados em (1) crescimento lento e dossel médio, (2) crescimento lento e dossel inferior, (3) crescimento médio e dossel superior, (4) crescimento rápido ou pioneiras..... 94
- Figura 7.** Erro padrão do crescimento em IPAdap (cm.ano^{-1}), Quantil 75% DAP(cm) e densidade da madeira ($10^3\text{kg (m}^3)^{-1}$) dos grupos funcionais (1) crescimento lento e dossel médio, (2) crescimento lento e dossel inferior, (3) crescimento médio e dossel superior e espécies de (4) crescimento rápido ou pioneiras. 95
- Figura 8.** Análise de correlação de Spearman para as variáveis candidatas ao modelo de crescimento: quantidade de luz (luz), quantidade de lianas envoltas nas árvores (lianas), qualidade do fuste das árvores (qfuste), qualidade da copa das árvores (qcopa), quantidade de danos no fuste (dfuste), quantidade de danos na copa (dcopa), competição multilateral por área basal (Cba) e densidade (Cdens) nos raios de 5,10,15 e 20 metros em volta de cada árvore e competição unilateral por área basal (Coba) e densidade (Codens) nos raios de 5,10,15 e 20 metros em volta de cada árvore. As variáveis com menos correlação e escolhidas para as modelos são: quantidade de luz (luz), quantidade de lianas envoltas nas árvores (lianas), quantidade de danos na copa (dcopa), competição

unilateral por área basal no raio de 15 metros em volta da árvore de interesse (Coba3) e competição multilateral por densidade no raio de 15 metros em volta da árvore de interesse (Cdens3).....96

Figura 9. Análise de Componentes Principais das variáveis candidatas ao modelo de crescimento: quantidade de luz (luz), quantidade de lianas envoltas nas árvores (lianas), qualidade do fuste das árvores (qfuste), qualidade da copa das árvores (qcopa), quantidade de danos no fuste (dfuste), quantidade de danos na copa (dcopa), competição multilateral por área basal (Cba) e densidade (Cdens) nos raios de 5,10,15 e 20 metros em volta de cada árvore e competição unilateral por área basal (Coba) e densidade (Codens) nos raios de 5,10,15 e 20 metros em volta de cada árvore. As variáveis que mais se afastam do centro (origem), ou que estão mais próximas da circunferência são mais bem representadas no mapa de fatores, portanto são boas candidatas aos modelos. Dessa forma, as variáveis escolhidas para os modelos são: quantidade de luz (luz), quantidade de lianas envoltas nas árvores (lianas), quantidade de danos na copa (dcopa), competição unilateral por área basal no raio de 15 metros em volta da árvore de interesse (Coba3) e competição multilateral por densidade no raio de 15 metros em volta da árvore de interesse (Cdens3).97

Figura 10. A relação de incremento diamétrico anual e DAP (Diâmetro a Altura do Peito) foi verificada por modelo não linear nos anos 1993, 2003, 2009, 2014 e 2017. Podemos considerar um efeito semelhante do DAP entre todos os níveis das variáveis preditoras e tratamentos utilizados nos modelos. Esta presunção faz com que não seja um problema a não inclusão desta variável nos modelos.98

Figura 11. Foi realizada análise exploratória dos dados, utilizando gráficos de caixa (boxplots) e de dispersão dos pontos (cleveland dotplots), nos quais identificou-se a presença de árvores com valores de Incremento Periódico Anual em diâmetro (IPAdap) muito acima do valor médio nos tratamentos (A) e grupos funcionais (B). Dessa forma, todos os indivíduos com IPAdap negativo e valores acima de quantil 95% foram retirados do banco de dados. Portanto, para o grupo 1 foram excluídas apenas as árvores com incremento $> 0,74$ cm, $> 0,8$ cm para o grupo 2, $> 0,94$ cm para o grupo 3, e $> 2,33$ para o grupo 4.....99

Figura 12. Gráfico diagnóstico do modelo Gamma selecionado mostrando resíduos versus valores ajustados.99

Figura 13. Fatores que influenciam a probabilidade de crescimento das árvores em diferentes condições. (A) Tipo de manejo: 1- Floresta não manejada, 2 – Manejo convencional, 3 – Manejo de impacto reduzido. (B) Quantidade de luz incidente: 1- Luz superior total, 2- Alguma luz superior, 3- Somente luz difusa. (C) Quantidade de cobertura de lianas nas árvores: 1 – sem liana, 2- pouca liana, 3 – muita liana. (D) Quantidade de danos na copa: 1 - Sem danos, 2 - Pouco dano, 3 – Muito dano. (E) Competição multilateral considerando área basal de todos os indivíduos no raio de 15 metros em volta da árvore de interesse. (F) Competição unilateral considerando o número de indivíduos (densidade) das maiores árvores no raio de 15 metros em volta da árvore de interesse.102

Figura 14. Coeficientes polinomiais ortogonais para o modelo que prevê as taxas de crescimento das árvores em função da EC, EIR, floresta não explorada (controle) e fatores como quantidade de luz (luz), quantidade de liana (lianas), níveis de danos na copa (danos), competição multilateral por densidade (densidade de vizinhos) e competição unilateral por área basal (área basal dos vizinhos dominantes) quinze metros ao redor das árvores de interesse. Os gráficos acima representam a influência desses fatores no crescimento da floresta e dos grupos funcionais.....103

Figura 15. Influência dos fatores na probabilidade de crescimento florestal em diferentes anos após o manejo florestal.....110

Figura 16. Influência dos fatores no crescimento florestal em diferentes anos após o manejo florestal.....111

- Figura 17.** Mortalidade das espécies comerciais e de todas as espécies após vinte e quatro anos da exploração convencional e de impacto reduzido..... 122
- Figura 18.** Fatores que influenciam as taxas de mortalidade das árvores. Os diferentes fatores e seus níveis são: (A) Tratamentos: floresta não explorada (controle), exploração convencional (EC), exploração de impacto reduzido (EIR); (B) Quantidade de cobertura de lianas nas árvores: sem liana (nenhum), pouca liana, muita liana; (C) Quantidade de danos na copa: Sem danos (nenhum), Pouco dano, Muito dano; (D) Probabilidade de mortalidade com o aumento do DAP das árvores. 125
- Figura 19.** Influência dos fatores (A) tipo de exploração florestal: floresta não explorada (controle), exploração de impacto reduzido (EIR), exploração convencional (EC) (B) infestação de lianas, (C) danos na copa e (D) DAP (cm) na probabilidade de mortalidade florestal em diferentes anos após o manejo florestal..... 126
- Figura 20.** Área de estudo localizada no município de Paragominas, estado do Pará, Brasil. 138
- Figura 21.** Curvas de crescimento das onze espécies madeireiras entre os anos de 1994 e 2017. ... 145
- Figura 22.** Curvas de crescimento em volume e biomassa para onze espécies madeireiras nas classes diamétricas de 10 a 30 cm, 30 a 50cm e maior que 50 cm considerando todas as árvores presentes em 1994 e que permaneceram vivas até 2017 independentemente do tipo de intervenção (EIR, EC e controle). Foram consideradas as árvores presentes em 1994 que permaneceram vivas até 2017. Nas curvas de incremento diamétrico e volumétrico foram considerados a média e erro padrão. 148
- Figura 23.** Valor monetário (USD ha⁻¹) da madeira em tora levando em consideração a dinâmica e o volume (m³ ha⁻¹) das onze espécies madeireiras entre 1993 e 2017 nas áreas de exploração de impacto reduzido (EIR), convencional (EC) e área não manejada (controle)..... 156
- Figura 24.** Custo de oportunidade do manejo com exploração de impacto reduzido em relação ao retorno de aplicações financeiras em diferentes cenários..... 164

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Quantidade de indivíduos que não cresceram após a exploração florestal, sendo 1 o crescimento (Incremento diamétrico anual em $\text{cm ano}^{-1} > 0$) e 0 a estagnação do crescimento das árvores (Incremento diamétrico anual em $\text{cm ano}^{-1} = 0$).....65
- Tabela 2.** Critério de Informação de Akaike para escolha do melhor modelo do crescimento das árvores na floresta. Os modelos foram GLMM com erros binomiais, em que K é o número de parâmetros estimados pelo modelo; AIC é o Critério de Informação de Akaike, $\Delta\text{AIC} = \text{AIC de cada modelo menos o AIC do melhor modelo}$, sendo que para modelos selecionados o $\Delta\text{AIC} < 2$; w_i , são os pesos de Akaike mostrando o suporte relativo para cada modelo.....66
- Tabela 3.** Testes de razão de verossimilhança para o modelo GAMMA (Modelo 1) mostrando que os fatores tratamento (trat), quantidade de luz (luz), lianas, dano na copa (dcopa), competição multilateral por densidade 15 metros ao redor das árvores (Cdens3) e competição unilateral por área basal 15 metros ao redor das árvores (Coba3) tiveram influência no crescimento florestal. Os modelos foram GLMM com erros binomiais e probabilidade de crescimento das árvores como variáveis resposta; influência dos fatores como variáveis preditoras fixas e o período após a exploração florestal (ano) como variável aleatória. “K” = número de parâmetros estimados pelo modelo; Log (Like), a log-verossimilhança do modelo, um indicador de ajuste; AIC = critério de informação de Akaike; $\Delta\text{AIC} = \text{AIC do modelo sem cada fator} - \text{AIC do modelo completo}$, sendo os fatores com maior influência no crescimento aqueles com menor valor de ΔAIC , esse valor mostra quanto o fator contribui para explicar o crescimento das árvores; desviance é o erro da estimativa.....66
- Tabela 4.** Modelos gamma para floresta e grupo funcional mostrando o efeito aleatório do período após a exploração (anos) no crescimento. Valores em porcentagem representam a variação do crescimento em cada intervalo em relação ao crescimento médio.....71
- Tabela 5.** Número de indivíduos, Incremento Periódico Anual e grupo funcional que cada espécie pertence. A categorização para grupo funcional é conforme a *Hierarchical Cluster Analysis* em que (1) é crescimento lento e dossel médio, (2) crescimento lento e dossel inferior, (3) crescimento médio e dossel superior e espécies de (4) crescimento rápido ou pioneiras. Algumas espécies não apresentam classificação para grupo funcional porque não tinham indivíduos suficientes para calcular quantil 75% ou só foram vistas em um monitoramento, dessa forma não foi possível calcular o incremento para a *Hierarchical Cluster Analysis*.85
- Tabela 6.** IPAdap (cm ano^{-1}), Quantil 75% DAP(cm) e densidade da madeira ($10^3\text{kg (m}^3)^{-1}$), número de espécies e árvores em cada grupo funcional. O grupo de espécies de crescimento lento e dossel médio (1), têm menores taxas de crescimento e maior densidade da madeira. O de espécies de crescimento lento e dossel inferior (2), assim como o anterior, têm o menor crescimento. Quanto ao grupo de crescimento médio e dossel superior (3), possui taxas de crescimento maiores do que os grupos anteriores e densidade da madeira também alta. Por último, as pioneiras, (4) que possuem as maiores taxas de crescimento e valores baixos de densidade da madeira.95
- Tabela 7.** Critério de Informação de Akaike para escolha do melhor modelo de probabilidade de crescimento das árvores na floresta. Os modelos foram GLMM com erros binomiais, em que K é o número de parâmetros estimados pelo modelo; AIC é o Critério de Informação de Akaike, $\Delta\text{AIC} = \text{AIC de cada modelo menos o AIC do melhor modelo}$, sendo que para modelos selecionados o $\Delta\text{AIC} < 2$; w_i , são os pesos de Akaike mostrando o suporte relativo para cada modelo.....100

Tabela 8. Testes de razão de verossimilhança para o modelo binomial (Modelo 1) mostrando que os fatores tratamento (trat), quantidade de luz (luz), lianas, dano na copa (dcopa), competição multilateral por densidade 15 metros ao redor das árvores de interesse (Cdens3) e competição unilateral por área basal 15 metros ao redor das árvores de interesse (Coba3) tiveram influência na probabilidade de crescimento florestal. Os modelos foram GLMM com erros binomiais e probabilidade de crescimento das árvores como variáveis resposta; influência dos fatores como variáveis preditoras fixas e o período após a exploração florestal (ano) como variável aleatória. “K” = número de parâmetros estimados pelo modelo; Log (Like), a log-verossimilhança do modelo, um indicador de ajuste; AIC = critério de informação de Akaike; ΔAIC = AIC do modelo sem cada fator - AIC do modelo completo, sendo os fatores com maior influência no crescimento aqueles com menor valor de ΔAIC , esse valor mostra quanto o fator contribui para explicar o crescimento das árvores; desviance é o erro da estimativa. 100

Tabela 9. Influência dos fatores na probabilidade de crescimento florestal. sendo explicado pela estimativa que é o valor que descreve a probabilidade de crescimento, o erro padrão, z value e $Pr(>|z|)$ que mostram a significância dos níveis dos fatores. Onde o Intercepto é o nível mais baixo de cada fator (área que não foi explorada que é chamada controle, árvores que recebem luz difusa, sem lianas e sem danos), EC é exploração convencional, EIR é exploração de impacto reduzido, LST é luz superior total, ALS é alguma luz superior, PL representa poucas lianas, ML representa muitas lianas, PDC são poucos danos na copa, MDC são muitos danos na copa, Coba3 é a competição unilateral considerando a área basal das árvores em raio de 15 metros em volta da árvore analisada e Cdens3 é a competição multilateral considerando a área basal das árvores em raio de 15 metros em volta da árvore analisada. 101

Tabela 10. Influência dos fatores no crescimento florestal, sendo explicado pela estimativa que é o valor que descreve a probabilidade de crescimento, o erro padrão, z value e $Pr(>|z|)$ que mostram a significância dos níveis dos fatores. Onde o Intercept é o nível mais baixo de cada fator (área que não foi explorada que é chamada controle, árvores que recebem luz difusa, sem lianas e sem danos), EC é exploração convencional, EIR é exploração de impacto reduzido, LST é luz superior total, ALS é alguma luz superior, PL é poucas lianas, ML é muitas lianas, PDC são poucos danos na copa, MDC são muitos danos na copa, Coba3 é a competição unilateral considerando a área basal das árvores em raio de 15 metros em volta da árvore analisada e Cdens3 é a competição multilateral considerando a área densidade de árvores em raio de 15 metros em volta da árvore analisada. 104

Tabela 11. Critério de Informação de Akaike para escolha do melhor modelo de probabilidade de crescimento dos grupos funcionais (1) crescimento lento e dossel médio, (2) crescimento lento e dossel inferior, (3) crescimento médio e dossel superior e espécies de (4) crescimento rápido ou pioneiras. Os modelos foram GLMM com erros binomiais, em que K é o número de parâmetros estimados pelo modelo; AIC é o Critério de Informação de Akaike, ΔAIC = AIC de cada modelo menos o AIC do melhor modelo, sendo que para modelos selecionados o $\Delta AIC < 2$; w_i são os pesos de Akaike mostrando o suporte relativo para cada modelo. 105

Tabela 12. Estimativas e erro padrão do Modelo binomial na escala logito, ou seja, probabilidade de crescimento da floresta, dos grupos funcionais (grupo 1: crescimento lento e dossel médio, grupo 2: crescimento lento e dossel inferior, grupo 3: crescimento médio e dossel superior, grupo 4: crescimento rápido ou pioneiras) e comparações entre os níveis dos fatores pelo teste de Tukey. Os níveis dos fatores comparados são EC que significa exploração convencional, EIR é exploração de impacto reduzido, LST é luz superior total, ALS é alguma luz superior, ML são muitas lianas, PL são poucas lianas, MDC são muitos danos na copa, PDC são poucos danos na copa. O intercepto representa o menor nível de cada fator, sendo eles o tratamento controle que é a área onde não houve exploração, incidência de luz difusa, ausência de liana e árvores sem danos na copa. 106

Tabela 13. Estimativas e erro padrão do Modelo GAMMA na escala logito, ou seja, crescimento da floresta, dos grupos funcionais (grupo 1: crescimento lento e dossel médio, grupo 2: crescimento lento e dossel inferior, grupo 3: crescimento médio e dossel superior, grupo 4: crescimento rápido ou pioneiras) e comparações entre os níveis dos fatores pelo teste de Tukey. Os níveis dos fatores comparados são EC que significa exploração convencional, EIR é exploração de impacto reduzido, LST é luz superior total, ALS é alguma luz superior, ML são muitas lianas, PL são poucas lianas, MDC são muitos danos na copa, PDC são poucos danos na copa. O intercepto representa o menor nível de cada fator, sendo eles o tratamento controle que é a área onde não houve exploração, incidência de luz difusa, ausência de liana e árvores sem danos na copa.108

Tabela 14. Critério de Informação de Akaike para escolha do modelo que explique a probabilidade de mortalidade das árvores na floresta. Os modelos foram GLMM com erros binomiais, em que K é o número de parâmetros estimados pelo modelo; AIC é o Critério de Informação de Akaike, $\Delta AIC = AIC$ de cada modelo menos o AIC do melhor modelo, sendo que para modelos selecionados o $\Delta AIC < 2$; w_i são os pesos de Akaike mostrando o suporte relativo para cada modelo.123

Tabela 15. Testes de razão de verossimilhança para o modelo binomial mostrando a influência dos fatores tratamento (trat), quantidade de luz (luz), quantidade de lianas (liana), dano na copa (dcopa), competição multilateral por densidade 15 metros ao redor das árvores (Cdens3) e competição unilateral por área basal 15 metros ao redor das árvores (Coba3) na probabilidade de mortalidade florestal. Os modelos foram GLMM com erros binomiais e a probabilidade de mortalidade das árvores como variáveis resposta; influência dos fatores como variáveis preditoras fixas e o período após a exploração florestal (ano) como variável aleatória. “K” = número de parâmetros estimados pelo modelo; Log (Like), a log-verossimilhança do modelo, um indicador de ajuste; AIC = critério de informação de Akaike; $\Delta AIC = AIC$ do modelo sem cada fator - AIC do modelo completo, sendo os fatores com maior influência na mortalidade aqueles com menor valor de ΔAIC , esse valor mostra quanto o fator contribui para explicar a mortalidade das árvores; desviance é o erro da estimativa.....124

Tabela 16. Influência dos fatores na probabilidade de mortalidade florestal sendo explicado pela estimativa que é o valor que descreve a probabilidade de mortalidade, o erro padrão, z value e $Pr(> |z|)$ que mostram a significância dos níveis dos fatores. Onde o Intercepto é o nível mais baixo de cada fator (área que não foi explorada que é chamada controle, árvores que recebem luz difusa, sem lianas e sem danos), EC é exploração convencional, EIR é exploração de impacto reduzido, LST é luz superior total, ALS é alguma luz superior, PL representa poucas lianas, ML representa muitas lianas, PDC são poucos danos na copa, MDC são muitos danos na copa, Coba3 é a competição unilateral considerando a área basal das árvores em raio de 15 metros em volta da árvore analisada, Cdens3 é a competição multilateral considerando a área basal das árvores em raio de 20 metros em volta da árvore analisada e DAP é a influência do tamanho da árvore na mortalidade. .124

Tabela 17. Caracterização da exploração de impacto reduzido (EIR) e exploração convencional (EC) realizada em 1993 na Fazenda Agrossete, Paragominas, estado do Pará (Barreto et al., 1998; West et al., 2014).139

Tabela 18. Número de indivíduos e volume de madeira extraído em 1993 e número de indivíduos para cada espécie nos diferentes tratamentos.....140

Tabela 19. Teste de Tukey para comparações múltiplas das médias do incremento diamétrico entre árvores de diferentes classes diamétricas. Foram consideradas as classes diamétricas c1: 10-30 cm, c2: 30-50 cm, c3: >50 cm e 1% de significância.177

Tabela 20. Custo de oportunidade da exploração de espécies madeireiras comparado a rentabilidade de produtos financeiros no período de 1993 a 2017.....178

Tabela 21. Custo de oportunidade da exploração de espécies madeireiras comparado a rentabilidade de produtos financeiros no período de 2017 a 2041.....179

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Afi	Clima tropical úmido
AIC	Critério de Informação de Akaike
APPs	Áreas de Preservação Permanente
árv ha ⁻¹	Árvores por hectare
CAR	Cadastro Ambiental Rural
cm ano ⁻¹	Centímetro por ano
COP	Conference of the Parties
DAP	Diâmetro a Altura do Peito
DMC	Diâmetro Mínimo de Corte
EC	Exploração Convencional
EIR	Exploração de Impacto Reduzido
GLMM	Modelos Lineares Generalizados Mistos
ICA	Incremento Corrente Anual
IPA	Incremento Periódico Anual
km ²	quilômetros quadrados
MFS	Manejo Florestal Sustentável
m ² ha ⁻¹ ano ⁻¹	Metros cúbicos por hectare e por ano
m ² ha ⁻¹	Metros quadrados por hectare
m ³ ha ⁻¹	Metros cúbicos por hectare
PCA	Análise de Componentes Principais
PMFS	Planos de Manejo Florestal Sustentável
POA	Planos Operacionais Anuais
REDD	Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal
RIL	Exploração de Impacto Reduzido
RL	Reserva Legal
SINAFLOR	Sistema Nacional de Controle da Origem dos Produtos Florestais
SSP	Sistema Silvicultural Policíclico
t ha ⁻¹	Tonelada por hectare
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
UPA	Unidades de Produção Anual
USD	United States dollar

UT	Unidade de Trabalho
UTM	Universal Transversa de Mercator

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Histórico do uso da terra e desmatamento na Amazônia

O futuro da biodiversidade florestal está em risco, visto que dezenas de milhares de espécies e ecossistemas estão ameaçados de extinção, em taxas cada vez maiores, como resultado das atividades humanas. Fatores como a mudança do uso da terra e fragmentação do habitat (Newbold et al., 2015), espécies invasoras, caça excessiva e poluição (Maxwell et al., 2016) são responsáveis pela ameaça a extinção de 25% das espécies de mamíferos, 13% das espécies de aves e mais de 21.000 espécies de plantas (Scabin et al., 2012) e outros animais. O crescimento populacional futuro e o desenvolvimento econômico estimulam a extinção de muitas espécies em todo o mundo, especialmente em regiões tropicais como a África Central, Ásia e América do Sul. No entanto, existem esforços internacionais para aumentar o rendimento das culturas, minimizar o desmatamento e a fragmentação de habitats e proteger as terras naturais visando aumentar a segurança alimentar nas nações em desenvolvimento e preservar grande parte da biodiversidade remanescente da Terra (Tilman et al., 2017). Outra alternativa para os desafios ambientais atuais é investir em conhecimento científico, sobre como as espécies e os ecossistemas funcionam, quais as mudanças são causadas por impactos ambientais, qual a relação deles com a vida e bem-estar humano e como podem ser usados e transformados seguindo conceitos sustentáveis (Loreau, 2010; Grogan et al., 2014).

O Bioma Amazônia contém a maior floresta tropical (floresta amazônica) e bacia hidrográfica (bacia amazônica) em extensão do mundo, equivalente a 60% de todas as áreas florestadas nos trópicos. A Amazônia Internacional é composta por Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana Francesa, Guiana, Peru, Suriname e Venezuela e possui área cerca de 6.684 milhões de km². Atualmente, a Amazônia Legal possui aproximadamente 5 milhões de km², abrangendo os estados do Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins, Mato Grosso e parte do Maranhão, sendo aproximadamente 60% do território brasileiro e 26% das florestas remanescentes no planeta (INPE, 2018). A Floresta Amazônica tem a maior reserva de biodiversidade do mundo, sendo 20% de todas as espécies animais e vegetais, e desempenha papéis vitais como manutenção da biodiversidade, hidrologia regional, clima (Edwards et al., 2014) e armazenamento de carbono (C) terrestre, em que neste sentido estoca de 90 a 140 milhões de toneladas de carbono no solo da região. Por estes motivos é importante priorizar a conservação dessas áreas (Soares-Filho et al., 2006).

O desmatamento na Amazônia foi de 6.947 km² no ano de 2017 (INPE, 2018) e em 2018, segundo o IMAZON (2018), houve aumento da área desmatada sendo as maiores taxas

entre os meses de Abril a Julho. Os estados em que houve maior desmatamento em 2018 foram Pará, Mato Grosso, Amazonas, Rondônia, Acre, Roraima e Tocantins com, respectivamente, 37, 20, 19, 16, 7, 1 e <1 % da área total desmatada no país. Vale ressaltar que o desmatamento na Floresta Amazônica foi medido por sensoriamento remoto por três décadas, em que as áreas exploradas variaram de 12.075 a 19.823 km² ano⁻¹ ($\pm 14\%$) entre os anos de 1999 e 2002, o equivalente a 60 a 123% da área de desmatamento relatada anteriormente. Em unidades de conservação foram observados até 1.200 km² ano⁻¹ de exploração. Entre 1999 e 2002 cerca de 27 a 50 milhões de m³ de madeira foram extraídos, e um fluxo bruto de 0,1 bilhão de toneladas de carbono foram liberados na atmosfera pela exploração madeireira (Asner et al., 2005).

A ocupação da Amazônia foi iniciada pelos índios para produção de alimentos para a própria subsistência. No entanto, a ocupação da área para desenvolvimento econômico iniciou-se no final do século XIX com a exploração da borracha, chamada na época de “ouro negro”. Neste período o governo incentivou aproximadamente 300 mil brasileiros (maioria nordestinos) e estrangeiros a migrarem para a região. Essa política de ocupação teve continuidade em 1940 no governo de Getúlio Vargas, quando iniciou-se a política de ocupação do oeste brasileiro, chamada “Marcha para o Oeste” (Villas Bôas, 1994). Desde então, foram anos de incentivos governamentais à produção madeireira, agropecuária e mineração e consequente abertura de novas áreas. Muitas obras de infraestrutura foram construídas na região para facilitar sua ocupação, inclusive no governo militar em 1966, em que a política para o desenvolvimento da Amazônia ficou conhecida pelos lemas “Integrar para não entregar” e “terra sem homens para homens sem terras” tendo como principais obras a Transamazônica e a rodovia Belém-Brasília. Neste período o governo, através da Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia (Sudam), oferecia incentivos aos interessados em produzir na região e o código florestal vigente era o de 1965. Neste código constava que o cidadão que tinha a posse de terra, poderia desmatar até 50% da área para garantir a propriedade rural para produzir (WWF, 2006). Como consequência de todas essas políticas de ocupação e desenvolvimento veio o desmatamento da região e grande pressão para exploração do bioma, ocasionando problemas ambientais e prejudicando a biodiversidade da Região.

Na década de 1970, a população da Amazônia já chegava a 7 milhões de habitantes e o desmatamento a 14 milhões de hectares. Neste período estudos sobre o desmatamento ganharam repercussão internacional e assuntos como disputa por terras e regulamentação da documentação tornaram-se mais comuns, fazendo com que o governo da época fizesse a primeira regularização de terras na região em 1976, com uma Medida Provisória que dava direito a propriedades de até 60 mil hectares. Porém na década de 80, os desmatamentos continuaram aumentando na

Amazônia impulsionado pela exploração madeireira e posteriormente atividade pecuária, predominantemente extensiva. Desde meados dos anos de 1990 até hoje, a pecuária passou a ser a principal responsável pelos desmatamentos na região e em alguns locais da Amazônia houve intensificação da implantação de lavouras, formando grandes áreas de fronteira agrícola como é o caso da região de Paragominas e mais recentemente do sul do Pará nas cidades de Santana do Araguaia e Redenção por exemplo (Wassenaar et al., 2007). Atualmente a população de Amazônia Legal já está próxima a 25,5 milhões de pessoas (IBGE, 2007) e a área desmatada já chega a 70 milhões de hectares.

A antropização do planeta está aumentando rapidamente e dezenas de milhares de espécies estão ameaçadas de extinção (Ochoa-Quintero et al., 2015). Tilman et al. (2017) mostraram como os riscos de extinção de mamíferos e aves terrestres podem se comportar nos próximos 50 anos. Além disso, um dos principais efeitos da exploração desenfreada dos recursos florestais é a mudança climática global, tema bastante discutido na Conference of the Parties (COP) da United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC, 2015). Essa conferência representa esforços internacionais para minimizar o desmatamento, onde 196 países objetivam diminuir as emissões de gases de efeito estufa e aumentar a remoção de CO₂ na atmosfera para evitar o aumento da temperatura global. Como a retirada do CO₂ da atmosfera acontece com crescimento da vegetação, pelo processo fotossintético, objetiva-se com muitos esforços evitar a fragmentação de habitats naturais, promovendo a proteção de áreas naturais e grande parte da biodiversidade remanescente no planeta, além do aumento da segurança alimentar de países em desenvolvimento. Por essas razões é muito importante estudar a dinâmica florestal e comportamento de espécies florestais ameaçadas pelo desmatamento e exploração, a fim de subsidiar a conservação ambiental.

1.2. Manejo, políticas e legislação para conservação florestal

As técnicas de manejo e a legislação ambiental de cada região dos trópicos podem conter o desmatamento e explorações madeireiras ilegais e auxiliar a floresta no processo de recuperação. Outra iniciativa é o REDD +, mecanismo similar ao já conhecido como Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD) com a adição de programas de conservação e manejo florestal (West et al., 2018). Quando falamos em manejo, logo lembramos da exploração de impacto reduzido (EIR) que possui técnicas de baixo impacto, usa tecnologia adequada, planejamento e treinamento de mão-de-obra especializada. Esse tipo de exploração é marcado por atividades pré-exploratórias, exploratória e pós-exploratórias, todas pensadas para

evitar impactos, conservar a biodiversidade (Bicknell et al., 2014; Putz et al., 2012) e acelerar a recuperação florestal (Macpherson et al., 2010a). O manejo florestal, segundo o Decreto nº. 1182/94 é conceituado como a administração dos recursos existentes na floresta para a obtenção de benefícios econômicos e sociais, respeitando os mecanismos de sustentação do ecossistema (Brasil, 1994). Nas últimas décadas a definição de manejo florestal passou a ser entendida, além de seu objetivo técnico, e se chamar de Manejo Florestal Sustentável (MFS) tendo o objetivo de guiar as atividades de exploração madeireira levando em consideração as futuras gerações e o uso sustentável dos recursos, que vai além do fluxo contínuo de produtos, incluindo o tripé econômico, social e ambiental (Camino, 2000). Porém as explorações de impacto reduzido (EIR) ainda não podem ser chamadas de explorações completamente sustentáveis (Sist e Ferreira, 2007) por adotarem ciclos e intensidade de corte que não conseguem repor o estoque de madeira explorado no período determinado pela legislação, além de não se conhecer em totalidade a biologia e funcionamento da dinâmica das espécies de interesse econômico (Schulze et al., 2008a; Lacerda et al., 2013; Grogan et al., 2008; Brancalion et al., 2018).

Com o passar do tempo estudos foram mostrando quanto o manejo e outras práticas florestais poderiam ser insustentáveis e leis foram criadas e aperfeiçoadas para suprir essas demandas ambientais. Pelo decreto nº 23.793, de 23 de 1934, foi criado o código florestal para normatizar o uso das florestas e solo brasileiro (Brasil, 1934), pois desde essa época sabia-se que o uso desregulado acarretaria o esgotamento do fornecimento de bens naturais. Em 1965 foi sancionado um novo Código Florestal pela Lei Federal nº 4771 (Brasil, 1965), surgindo expressões como Áreas de Preservação Permanente (APPs) e a Reserva Legal (RL), sendo esta determinada em 50% das propriedades localizadas na Amazônia. Posteriormente, foram criadas a Política nacional para o Meio Ambiente (1981) (Brasil, 1981), a Constituição Federal (1988) (Brasil, 1988) e a Lei de proteção a vegetação nativa 12.651/2012 conhecida como o Novo Código Florestal que trouxe retrocessos na proteção florestal e alguns avanços para a legislação florestal brasileira no que diz respeito ao Cadastro Ambiental Rural (CAR) que auxilia a exploração florestal e controle do desmatamento na Amazônia (Brasil, 2012). Também foi instituído pela Instrução Normativa IBAMA 21/2014 o Sistema Nacional de Controle da Origem dos Produtos Florestais (Sinaflor) com o objetivo de controlar a origem da madeira, do carvão e de outros produtos e subprodutos florestais e integrar os respectivos dados dos diferentes entes federativos, conforme o disposto nos arts. 35 e 36 do Código Florestal (Brasil, 2014).

O manejo de florestas tropicais é feito através de sistemas silviculturais, que surgiram no século XIX (Lamprecht, 1989). A partir daí foram desenvolvidos sistemas silviculturais em florestas tropicais em todo o mundo e foram classificados em sistemas monocíclicos e

policíclicos. No Brasil, os planos de manejo na região Amazônica são baseados no sistema silvicultural policíclico (PSS), em que uma parte do estoque é retirada em ciclos de corte pequenos, de 25 a 35 anos, considerando uma produtividade média de $0,86 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e Diâmetro Mínimo de Corte (DMC) de 50 cm para todas as espécies que ainda não se estabeleceu valor específico (Instrução Normativa 5 de 11/12/2006 e Resolução 406 do CONAMA de 2/2/2009) (Brasil, 2006; Brasil, 2009). Ao aplicar esse sistema silvicultural o estoque futuro já está na floresta, pois a área é dividida em Unidades de Produção Anual (UPA) e a redução dos impactos ganham importância nessa modalidade de manejo, já que devem garantir o estoque futuro (Silva, 1997).

Devemos levar em consideração também, que várias normas e medidas relacionadas ao manejo florestal na Amazônia foram adicionadas com objetivo de preservação das espécies florestais ao longo desses anos. A certificação florestal é um exemplo de medida adotada para garantir que produtos sejam oriundos de um processo de manejo feito de forma ecologicamente adequada, socialmente justa, economicamente viável e no cumprimento de todas as leis vigentes (Schulze et al., 2008b). Com o mesmo objetivo, a instrução normativa nº 1, de 12 de Fevereiro de 2015, foi criada para que Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) e seus respectivos Planos Operacionais Anuais (POA), que envolvam espécies vulneráveis da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção" (Brasil, 2014) no bioma amazônico, deva considerar a manutenção de um número mínimo de árvores por área, respeitando a distribuição dessas árvores nas classes diamétricas, e pelo menos quatro árvores por espécie a cada 100 hectares. Desta forma se em 100 ha de efetiva exploração da UPA, em cada UT houver 4 árvores ou menos de uma determinada espécie, todos indivíduos deverão ser mantidos na área, entre outras particularidades que visam a perpetuação das espécies (Brasil, 2015).

Entretanto a exploração madeireira predatória na Amazônia ainda é frequente e uma das principais responsáveis pelo desmatamento desenfreado e ilegal (Brancalion et al., 2018). Chamada também de exploração convencional (EC), é um tipo sem planejamento prévio das atividades e baseado numa visão imediatista, que na maioria das vezes os que se dedicam não tem autorização do órgão ambiental responsável para exploração. Neste tipo de exploração o aproveitamento da madeira explorada é baixo, há a redução de até 60% da cobertura florestal, o solo é muito perturbado, há danificação ou morte de até 40% da área explorada e não considera as leis ambientais (West et al., 2014; Macpherson et al., 2011; Uhl e Vieira, 1989).

Sabe-se atualmente que a EIR pode conservar a floresta e diminuir seu tempo de recuperação (Macpherson et al., 2010b), porém o número de explorações florestais não autorizadas ainda é muito alta, sendo três vezes maior do que o número de explorações com

autorização, provando que é necessário a melhoria das leis, aperfeiçoamento do processo de licenciamento e monitoramento de PMFS, disponibilização de dados georreferenciados, avaliação de listas de espécies florestais dos projetos e intensificação da fiscalização (Cardoso e Souza Jr., 2017; Arima et al., 2014). Atualmente, alternativas como conhecimento genético ou químico dessas espécies se apresenta como possibilidade futura de controle e fiscalização da exploração (Paredes-Villanueva et al., 2018; Meyer-Sand et al., 2017). Porém, enquanto não se tem sucesso e aplicação dessas medidas, é importante avançar nas pesquisas sobre o ciclo de vida das espécies ameaçadas de extinção, focando na dinâmica florestal, para entendimento da mortalidade, crescimento e recrutamento, para garantia da sustentabilidade delas.

1.3. Exploração florestal: Crescimento, mortalidade e recrutamento

Uma vez que o uso das técnicas da EIR são garantidas, teríamos como próximo passo atestar o rendimento sustentado para as espécies comerciais madeireiras, aumentando as taxas de crescimento das árvores e assegurando viabilidade econômica para os ciclos de corte (Putz et al., 2008; Zarin et al., 2007).

Quando refere-se a volume, a EIR pode garantir uma segunda colheita num ciclo de corte na faixa de 30 a 40 anos, entretanto as previsões para terceira safra não apresentam-se satisfatórias (Phillips et al., 2004; Vidal, 2004). Logo, a redução do volume e estoque de madeira ao longo do tempo e o declínio populacional de espécies arbóreas não condizem com as metas de manejo florestal sustentável (Putz et al., 2012; Grogan et al., 2008). Nesse sentido, discute-se atualmente como o estoque de espécies madeireiras, como *Handroanthus spp.* e *Hymenaea spp.*, podem ter diminuído numa segunda colheita. Entretanto, existem inúmeras espécies além dessas que estão sendo superexploradas e que possuem valor econômico e ambiental imensurável e a escassez talvez só seja percebida numa terceira colheita (van Gardingen et al., 2006).

Após sucessivas intervenções de manejo em florestas tropicais, ocorre uma transição na composição funcional de espécies de crescimento lento e rápido. Desta forma, há uma mudança nas espécies arbóreas que compõem o estoque de crescimento (Duah-gyamfi et al., 2014) e consequentemente o crescimento, mortalidade e recrutamento são alterados e a recuperação de composição de espécies pode se tornar um processo mais demorado que a recuperação da diversidade de espécies por exemplo (Xu et al., 2015).

Muitas alternativas foram sugeridas para resolver o problema de insustentabilidade das espécies, e entre elas estão a mudança do grupo de espécies colhidas para outras que possuam madeira mais leve (Reis et al., 2010), aumento do ciclo de exploração de madeira e diminuição do

volume explorado. Vale ressaltar que discute-se atualmente a implementação dessas medidas no Brasil para algumas espécies ou grupo de espécies (Huth e Ditzer, 2001; Hawthorne et al., 2012) para dar continuidade a evolução de estudos de manejo e tratamentos silviculturais para árvores e plântulas que restam no estoque (Villegas et al., 2009).

Quando o assunto é crescimento florestal, sabemos que na menor intensidade de intervenções a floresta promove taxas de crescimento mais sutis quando comparado às intervenções de alta intensidade, porém pode melhorar a produtividade de madeira a longo prazo e ter um custo menor com relação a perda de biomassa (Gourlet-Fleury et al., 2013). Os exemplos de consequências indesejáveis no estoque florestal residual, que é geralmente causado por alto nível de intervenções, são os danos causados pela exploração (Hartsough, 2003), maior espaçamento entre as árvores, que deixa a floresta vulnerável à ação dos ventos (Gardiner et al., 1997), e espécies invasoras que podem se beneficiar de grande incidência de luz (Powell e Bork, 2006; Dalling e Hubbell, 2002).

Free et al., 2014; Sebbenn et al., 2008; Keller et al., 2007; Brien e Zuidema, 2006 mostraram que espécies madeireiras em pequenos ciclos de corte, numa primeira safra, crescem a taxas mais baixas e estima-se que apenas 3 a 38% do volume colhido seja recuperado. Entretanto ao crescer sob condições adequadas o incremento em volume do estoque florestal podem aumentar de 9 a 64%, como mostraram estudos na Bolívia (Keller et al., 2007; Dauber et al., 2005). Por exemplo, o incremento médio anual das árvores, após a EIR e sem liberação da competição, é de $2,16 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de área basal e $0,56 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de volume e para árvores com liberação da competição o incremento é de $2,89 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de área basal e $0,67 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Wadsworth e Zweede, 2006).

Sabemos que as taxas de crescimento das árvores de crescimento tardio podem ser aumentadas com baixas intensidades de intervenções e as pioneiras exibem maior crescimento em intervenções de alta intensidade, que consequentemente aumentam a disponibilidade de luz, sendo este um conceito clássico de nicho sucessional (Gourlet-Fleury et al., 2013; Carreño-rocabado et al., 2012; Yosi et al., 2011). De acordo com (Sterck et al., 2014) a diminuição do crescimento dessas espécies tardias nos tratamentos de intermediária a alta intensidade acontece devido ao efeito negativo das clareiras formadas sobre o microclima e umidade do solo.

Ao falar sobre clima, não podemos esquecer de considerar a seca causada pelo El Niño, que pode potencializar a diminuição das taxas de crescimento florestal, o aumento considerável da deciduidade e mortalidade devido ao estresse hídrico (Panisset et al., 2018; Swinfield et al., 2016). Durante esses episódios de seca, a mortalidade das árvores pode chegar a 18,1% em florestas antigas e o recrutamento de espécies pioneiras oscila de 30 a 300% (Slik, 2004).

Logo após as intervenções de desbaste as taxas de mortalidade tendem a aumentar devido aos danos, anelamento feito em algumas árvores e a falta de capacidade de espécies raras lidarem com as condições de aumento da quantidade de luz, altas temperaturas e velocidade do vento. Após esse período de alta mortalidade o recrutamento aumenta e ocorrem mudanças na composição de espécies (Laurance et al., 2006), em que a diminuição do número de espécies logo após a exploração pode ser atribuída à remoção ou morte de espécies com baixa densidade (Montagnini e Jordan, 2005).

de Avila et al. (2015) mostraram que no recrutamento de espécies do gênero *Cecropia*, ou espécies como *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don., *Inga alba* (Sw.) Willd. e *Bixa arborea* Huber e o aumento da abundância em florestas manejadas, porém algumas dessas árvores, têm curta duração no processo de sucessão. Entretanto, plantas não pioneiras como *Eugenia spp.*, *Guarea carinata* Ducke, *Sagotia racemosa* Baill. e outras espécies da família Sapotaceae foram reduzidas em abundância no decorrer do tempo devido aos desbastes ou danos às árvores remanescentes causados pela exploração. Duah-Gyamfi et al. (2014) e Norden et al. (2009) mostraram que o crescimento de espécies pioneiras pode ser rápido, recuperando o dossel e adquirindo alto nível de similaridade com florestas não perturbadas após 3 anos. É válido ressaltar que mudanças detalhadas na dinâmica de recrutamento dessas espécies são difíceis de serem detectadas porque a eliminação ou o recrutamento pode ter sido ocasionado não apenas pela exploração florestal, mas também por dinâmicas naturais.

A regeneração de espécies comerciais é fundamental para a recomposição e produção sustentável de madeira (Putz, 2004), porém estudos em florestas neotropicais têm mostrado que muitas espécies não possuem um número expressivo de regenerantes (Dickinson et al., 2000), os quais são encontrados apenas em áreas perturbadas, tais como clareiras e trilhas de arraste (Fredericksen e Pariona, 2002; Fredericksen e Mostacedo, 2000). Estas florestas são as que necessitam de estudos voltados ao comportamento das espécies e possíveis intervenções silviculturais.

1.4. Tratamentos silviculturais em florestas tropicais

Os recursos de florestas que passam por exploração seletiva tendem ao empobrecimento gradual, ou seja, o volume de madeira extraído ao longo do primeiro ciclo de corte provém de árvores grandes e antigas que cresceram na ausência de fortes pressões antropogênicas e amadureceram ao longo de muitos anos, apesar de existirem situações em que algumas espécies são domesticadas (Levis et al., 2017). Em florestas onde a exploração está sendo

feita pela segunda ou terceira vez, o estoque de madeira não foi recuperado devido, em parte, à falta de implementação de tratamentos silviculturais na fase pós-exploratória (Macpherson et al., 2012; Sist e Ferreira, 2007). A conversão para outros usos da terra é uma consequência do esgotamento dos estoques de madeira e degradação florestal (Schielein e Börner, 2018). Embora seja primordial a preservação de florestas primárias não perturbadas e a criação de áreas protegidas, essas sozinhas não conseguirão garantir a conservação de todas as espécies pantropicais, por razões políticas, econômicas e sociais (Gullison e Hardner, 2018).

Conciliar a produção e conservação dos ecossistemas florestais é um tema muito questionado na silvicultura tropical, embora a otimização da produção de madeira seja o principal objetivo no primeiro momento. Atualmente, o desafio está em encontrar limiares de intensidade de exploração junto a tratamentos silviculturais combinado com a rentabilidade dos tomadores de decisão, manutenção da biodiversidade e principais serviços ecossistêmicos (Petrokofsky et al., 2015b). A tendência é que a conservação de florestas tropicais ocorra cada vez mais em fragmentos modificados por ações antrópicas. Porém para que isto ocorra é necessário que estes fragmentos sejam bem manejados para garantir a perpetuação dos recursos madeireiros, biodiversidade e a maioria dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelas florestas, os quais podem garantir incentivos econômicos para apoiar a implementação de tratamentos silviculturais e conservação florestal (Chazdon et al., 2016). Karsten et al., 2013; Zimmerman e Kormos, 2012; Keller et al., 2007; Putz et al., 2008; Valle et al., 2007; van Gardingen et al., 2006; Dauber et al., 2005; Silva et al., 1995 têm mostrado que as taxas de crescimento das florestas tropicais são comprovadamente baixas para assegurar a produção sustentável de madeira tanto na EC quanto na EIR, levando em consideração os ciclos de corte sugeridos pela legislação. Apesar de inúmeros benefícios da EIR, existe também a necessidade de aplicação de tratamentos silviculturais para melhorar a regeneração, aumentar o crescimento das árvores e manter a qualidade do estoque de madeira, porém o manejo florestal nas últimas décadas raramente foi além do corte seletivo (Keller et al., 2007; Dauber et al., 2005; Fredericksen et al., 2003; Fredericksen, 2000a).

De acordo com alguns trabalhos (Poorter et al., 2016; van Gardingen et al., 2006; Chapman e Chapman, 2004; Parrotta et al., 2002; Sist e Nguyen-the, 2002; Finegan et al., 1999), as taxas de crescimento das árvores são maiores com o aumento da intensidade de colheita quando segue-se as diretrizes da EIR e aplica-se o tratamento silvicultural como parte das atividades dessa exploração e entre os ciclos de corte (César et al., 2016; Wadsworth e Zweede, 2006; de Graaf et al., 1999). Porém de Avila et al. (2017) mostram que intensidades mais baixas associadas a tratamentos silviculturais podem acelerar ainda mais a recuperação do estoque

florestal. Segundo Villegas et al. (2009), tratamentos silviculturais devem ser aplicados para aumentar as taxas de crescimento das árvores após a exploração de madeira para que ocorra recuperação mais rápida do estoque visando aproximar o manejo de florestas tropicais praticado atualmente ao manejo florestal sustentável. Em trabalho de em Peña-Claros et al. (2008a) as taxas de crescimento das árvores aumentaram de 9 a 27% em resposta a exploração intensiva e tratamentos silviculturais, como corte de lianas, liberação de fustes e copas e escarificação do solo, quando comparado com a EIR sozinho.

Outras alternativas de tratamentos silviculturais é a condução da regeneração natural, reduzindo a competição com lianas, árvores e outros competidores (Schwartz et al., 2013; (Park et al., 2005a) e através de plantios de enriquecimento florestal (Keefe et al., 2009; Schulze, 2008). Ressalta-se que esses tratamentos silviculturais pós-colheita são complementares e usados quando a regeneração natural não é suficiente ou quando mudas naturalmente estabelecidas não conseguem se desenvolver, precisando ser cultivadas (Schwartz et al., 2013).

Em florestas tropicais nas Américas foram realizados alguns testes, mesmo que em escala não operacional, para saber se o sistema de colheita (Krueger, 2004), corte do lianas (Visser et al., 2017; Tymen et al., 2016; Kainer et al., 2014; Alvira et al., 2004; Pérez-Salicrup, 2001; Fredericksen, 2000b) e condução de regeneração (Schwartz et al., 2013; Pariona et al., 2003; Fredericksen e Pariona, 2002) seriam eficientes para acelerar a recuperação das florestas tropicais após a exploração. Outros estudos demonstraram que a riqueza de espécies pode ser aumentada com tratos silviculturais, como o corte de lianas e remoção de indivíduos competidores, porém essa ação pode levar a diminuição de frugívoros pelo fato das lianas e árvores pioneiras serem responsáveis pela produção de frutos (Ansell et al., 2011; Edwards et al., 2009).

Intervenções como o desbaste da vegetação não arbórea, especificamente lianas, gramíneas, bambus e arbustos densos, tem recebido mais atenção nos estudos e, em geral, mostrou aumento na qualidade e complexidade dos habitats florestais (Ansell et al., 2011; Edwards et al., 2009) e alto sequestro de carbono (Wheeler et al., 2016). Entretanto experimentos em florestas tropicais, combinando tratamento silviculturais e sistemas silviculturais, precisam ser testados mais vezes, pois alguns já comprovam que intervenções silviculturais podem acelerar a recuperação de biomassa, mas raramente recuperam o estoque de madeira comercializável (Gourlet-Fleury et al., 2013). E devido as florestas tropicais possuírem um grande número de espécies arbóreas, as quais apresentam diferentes nichos de regeneração, densidades de madeira e valores comerciais, é necessário manejo específico para cada grupo de espécies (Poorter, 2007).

Após a exploração florestal, a recuperação do volume de árvores para o futuro corte ocorre a partir de condições adequadas de crescimento, que estão geralmente relacionadas a alta

disponibilidade de luz na copa das árvores e ausência ou controle de lianas. Keller et al. (2007) e Dauber et al. (2005), mostraram que nessas condições as árvores aumentaram de 9 a 64% o incremento em volume na Bolívia. Em outras regiões nos trópicos, tratamentos silviculturais, como a diminuição da competição por árvores próximas e o corte de lianas, aumentaram as taxas de crescimento das espécies de interesse para futuro corte (Wadsworth e Zweede, 2006). Ainda com relação a competição, Peña-Claros et al. (2008a) mostraram que a taxa de crescimento das árvores é maior a medida que suas copas são mais expostas à luz e menores com níveis crescentes de lianas.

A maioria dos estudos relacionados ao efeito de tratamentos silviculturais foram em florestas tropicais úmidas (Wadsworth e Zweede, 2006; Peña-Claros et al., 2008a). Nas florestas tropicais secas, o pouco conhecimento que se tem, é que mesmo com boas condições de crescimento, simuladas por modelos, sua taxa de recuperação, entre os ciclos de corte é de 13 a 16%, sendo muito baixo para atender demandas de próximos ciclos, podendo ser recomendado os mesmos tratamentos silviculturais mostrados anteriormente (Dauber et al., 2005).

Com relação a grupos funcionais, o que chama mais atenção e se reitera nas pesquisas é o fato de grande quantidade de luz promover o desenvolvimento da regeneração natural e o crescimento, em maioria, de espécies não comerciais de madeira leve e crescimento rápido (Vatrax et al., 2016; Kobayashi, 2007; van Gardingen et al., 2006; Park et al., 2005; Phillips et al., 2004). Em trabalho de (Peña-Claros et al., 2008a) as taxas de crescimento das árvores, em todos os grupos funcionais, são maiores quando aplicados intervenções silviculturais intensas, mas foi muito mais acentuadas, em termos relativos, para as espécies tolerantes à sombra e parcialmente tolerantes à sombra, que crescem 50-70% mais em relação as árvores manejadas apenas com EIR. Já as espécies pioneiras de vida longa crescem apenas 12% mais rapidamente em resposta ao tratamento silvicultural intensivo. Um entendimento desses resultados foi que as espécies pioneiras de vida longa tinham naturalmente crescimento mais acentuado sob condições de maior quantidade de luz em comparação com árvores de outros grupos funcionais. Porém, esse mesmo grupo funcional também responde ao aumento de intensidade de colheita e tratamentos silviculturais, incrementando a regeneração natural. Dessa forma, temos peculiaridades no comportamento silvicultural em cada grupo funcional e o limite da intensidade das intervenções silviculturais, com *cydrocarpon* o objetivo de auxiliar a reposição do estoque florestal provavelmente pode variar com o tipo florestal e as espécies presentes nas florestas. Por exemplo, um fragmento florestal manejado para espécies que exigem muita luz provavelmente necessitará de mais perturbações do que um fragmento manejado para espécies tolerantes à sombra (Peña-Claros et al., 2008b).

As espécies, assim como os grupos funcionais, têm grande variação nas taxas de crescimento. Por exemplo, *Schinopsis brasiliensis* Engl., com uma taxa de crescimento de 0,45 cm ano⁻¹, cresce mais do que *Centrolobium microchaete* (Mart. ex Benth.) H.C.Lima e *Aspidosperma cylindrocarpon* Müll.Arg., que possuem taxa média de crescimento de 0,11 e 0,10 cm ano⁻¹, respectivamente, e normalmente a maioria delas tem maior crescimento com tratamento silvicultural intensivo (Villegas et al., 2009b; Peña-Claros et al., 2008b).

Outro assunto muito discutido sobre os tratamentos silviculturais é a demanda por estudos que possam responder até quanto tempo, após os tratamentos silviculturais, as espécies respondem com crescimento. No trabalho desenvolvido por de Graaf et al. (1999), foi encontrado que os efeitos dos tratamentos silviculturais praticados no sistema CELOS persistiam por cerca de 10 anos, o que resultou na recomendação de tratamentos repetidos durante o ciclo de corte, para que ótimas condições e maiores taxas de crescimento fossem mantidas. Peña-Claros et al. (2008) mostraram que, por pelo menos 4 anos, depois do tratamento silvicultural mais intenso, as árvores continuam crescendo rapidamente, sendo muito cedo para definir quando e quais tratamentos precisam ser aplicados. Entretanto as espécies demandantes de luz no mesmo estudo crescem mais rapidamente do que aquelas tolerantes à sombra durante os primeiros 2 anos após a exploração, porém essas diferenças diminuem 4 anos após a aplicação do tratamento silvicultural.

Devido a falta de informação e pouca experiência e clareza do custo-benefício de tratamentos silviculturais, os gestores de florestas tropicais não estão dispostos a implementar ações adicionais. Isso se deve ao receio de baixas margens de lucro e pela dificuldade de acesso às áreas a pouco tempo exploradas (Holmes et al., 2002). O custo de desbaste, por exemplo, pode ser de US\$ 80 por ha, ou aproximadamente 10% do custo de plantio de enriquecimento da floresta, e pode manipular a composição do estoque e acelerar a regeneração natural (Swinfield et al., 2016). Normalmente esses tratamentos adicionais à vegetação concorrente podem ser necessários por vários anos (Wheeler et al., 2016), resultando em sucesso considerável (Sampaio et al., 2007) e grande despesa financeira (Palma e Laurance, 2015). Dessa forma, programas de treinamento, como os que existem para EIR, talvez pudessem ser bastante eficazes para implementar tratamentos silviculturais com menor custo, assim como iniciativas de certificação que aplicam métodos adequados de exploração de madeira e tratamentos silviculturais para melhorar o rendimento florestal (Peña-Claros et al., 2008a).

Visto que as variações na composição de árvores, após perturbações, estão associadas a mudanças na relação entre espécies e condições ambientais (Legendre and Gauthier, 2014), as intervenções silviculturais feitas devem ser testadas a nível de comunidade, para entendermos os

efeitos e consequências para o manejo e a restauração (Fayle et al., 2015). Dessa forma, ao gerenciar florestas tropicais temos o desafio de reduzir os efeitos prejudiciais, mantendo a produtividade (Sheil e van Heist, 2000) e fornecimento de outros bens e serviços. Para manter a biodiversidade, resiliência e produtividade em florestas exploradas, é essencial ter a compreensão detalhada desses ecossistemas, identificando qual nível de uso e limites de manipulação podem existir para que o sistema não perca a capacidade de se recuperar das intervenções (Sakschewski et al., 2016; Thompson, 2011).

1.5. Síntese da tese

Esta tese consiste em 5 capítulos, sendo a introdução geral (capítulo 1), três capítulos com diferentes temas de pesquisa (capítulo 2 a 4) e a síntese e considerações finais (capítulo 5). Nos capítulos 2 e 3, foi mostrado como as características das árvores, ambiente e condições em que elas estão, após diferentes tipos de exploração florestal, podem influenciar no seu crescimento, mortalidade e recrutamento. No capítulo 4, foram analisadas as curvas de crescimento em área basal, biomassa, diâmetro e volume e o incremento financeiro de espécies madeireiras exploradas na Amazônia durante vinte e quatro anos após os diferentes tipos de exploração florestal. No último capítulo foram sintetizados os resultados desta tese, discutiu-se como eles complementam o conhecimento existente sobre a dinâmica florestal após a exploração florestal e indicou-se possíveis tratamentos silviculturais para melhorar o rendimento das florestas tropicais após essas ações de manejo.

Tratamentos silviculturais após a exploração de madeira são frequentemente propostos como um dos principais impulsionadores de reestabelecimento do crescimento em florestas tropicais, pois ele consegue atender exigências específicas de espécies ou grupos funcionais (Peña-Claros et al., 2008a). No entanto, pouco se sabe sobre como as características das árvores, diferentes técnicas de exploração florestal e condições ambientais em que elas se encontram podem ter influência no seu crescimento e mortalidade. No capítulo 2, foi testado como fatores relacionados à condição das árvores e da vizinhança podem influenciar o crescimento florestal e de grupos funcionais após diferentes técnicas de exploração florestal e se existem mudanças das taxas de crescimento alguns anos após a exploração. No mesmo sentido, o capítulo 3 avaliou a influência desses fatores relacionados à condição das árvores e da vizinhança na mortalidade florestal. Isso é relevante, já que atualmente existem poucos trabalhos que monitoram por um longo período a área após a exploração florestal e que mostrem com precisão quais tratamentos silviculturais poderiam aumentar a sobrevivência, otimizar o crescimento e recuperação florestal,

através de uma intervenção específica nos fatores relacionados a condição das árvores e da sua vizinhança.

Sabe-se pouco sobre a valorização e crescimento de espécies intensamente exploradas em florestas tropicais em geral e da Amazônia em particular (Navrud e Strand, 2018). Nesse sentido, estudos mostram que a implementação da EIR é muito importante para o desenvolvimento sustentável (Macpherson et al., 2010), avanço na silvicultura de espécies nativas (Grogan et al., 2014) e aproveitamento desses conhecimentos para a restauração de florestas (Petrokofsky et al., 2015b). No capítulo 4, foi questionado se as espécies madeireiras exploradas em 1993 conseguiram recuperar o estoque de madeira em um ciclo de corte (25 a 35 anos) e se houve valorização e aumento da receita final do volume recuperado depois da exploração.

Finalmente, no capítulo 5, foi discutido como os resultados apresentados na tese contribuem para o conhecimento atual sobre influência de fatores bióticos e abióticos na dinâmica de florestas tropicais e como espécies madeireiras recuperam e valorizam seu estoque quando avaliamos diferentes técnicas de exploração florestal. Além disso, os resultados deste estudo foram adequados a realidade dos tratamentos silviculturais atualmente usados antes e após as atividades de exploração florestal, enfatizando a necessidade de testá-los em florestas na Amazônia Oriental. Em perspectivas gerais concluiu-se sobre as normas relacionadas ao manejo florestal no Brasil. Falou-se da sustentabilidade das espécies que atualmente são pressionadas pela atividade madeireira e possíveis medidas após a exploração que podem auxiliar na recomposição do estoque de madeira dessas espécies.

1.6. Objetivo e perguntas

O objetivo desse estudo é determinar quais fatores relacionados à condição das árvores e da vizinhança influenciam o crescimento e mortalidade da floresta, grupos funcionais e espécies após a exploração madeireira, com a intenção de identificar melhores técnicas de manejo e tratamentos silviculturais adequados.

Dessa forma, foram respondidas as seis seguintes questões:

- 1) As árvores em florestas submetidas à EIR apresentam maior crescimento e menor mortalidade do que árvores de florestas exploradas de forma convencional?
- 2) Quais fatores bióticos e abióticos relacionados a condição das árvores e da vizinhança têm influenciado o crescimento e mortalidade das árvores em florestas manejadas?
- 3) Os fatores bióticos e abióticos relacionados a condição das árvores e da vizinhança podem influenciar de forma distinta o crescimento em grupos funcionais?
- 4) Existem mudanças nas taxas de crescimento e mortalidade após a exploração florestal?

- 5) As onze espécies madeireiras analisadas conseguiram recuperar o estoque de madeira explorado em 1993 em um ciclo de corte (25 a 35 anos)?
- 6) Houve valorização do volume de madeira após a exploração de 1993? E se houve valorização da floresta, em que tipo de exploração ela é maior?
- 7) O custo de oportunidade da exploração florestal é maior que a expectativa de retorno de aplicações financeiras?

REFERÊNCIAS

- Alvira, D., Putz, F.E., Fredericksen, T.S., 2004. Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland forest in Bolivia. *Forest Ecology and Management* 190, 73–86.
- Ansell, F.A., Edwards, D.P., Hamer, K.C., 2011. Rehabilitation of Logged Rain Forests : Avifaunal Composition , Habitat Structure , and Implications for Biodiversity-Friendly REDD+. *Biotropica* 43, 504–511.
- Arima, E.Y., Barreto, P., Araújo, E., Soares-Filho, B., 2014. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. *Land Use Policy* 41, 465–473.
- Asner, G.P., Knapp, D.E., Broadbent, E.N., Oliveira, P.J.C., Keller, M., Silva, J.N., 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science (New York, N.Y.)* 310, 480–2.
- Bicknell, J.E., Struebig, M.J., Edwards, D.P., Davies, Z.G., 2014. Improved timber harvest techniques maintain biodiversity in tropical forests. *Current Biology* 24, R1119–R1120.
- Brancalion, P.H.S., De Almeida, D.R.A., Vidal, E., Molin, P.G., Sontag, V.E., Souza, S.E.X.F., Schulze, M.D., 2018. Fake legal logging in the Brazilian Amazon. *Science Advances* 4, 1–8.
- Brasil. Constituição da república federativa do Brasil de 1988. Diário Oficial da União, Seção 1, 2º Trim. 1988, Página 1 (Publicação Original). Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/consti/1988/constituicao-1988-5-outubro-1988-322142-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em: 20 nov. 2018.
- Brasil. Lei nº 11.284, de 02 de março de 2006. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável; institui, na estrutura do Ministério do Meio Ambiente, o Serviço Florestal Brasileiro - SFB; cria o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal - FNDF; altera as Leis nºs 10.683, de 28 de maio de 2003, 5.868, de 12 de dezembro de 1972, 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, 4.771, de 15 de setembro de 1965, 6.938, de 31 de agosto de 1981, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Seção 1, 1º Trim. 2006, Página 1-9 (Publicação Original). Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11284.htm#art3vi>. Acesso em: 27 fev. 2019.
- Brasil. Decreto nº 23.793, de 23 de Janeiro de 1934. Dispõe sobre o código florestal. Diário Oficial da União, Seção 1, 1. Trim. 1934, Página 2882 (Publicação Original). Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/D23793.htm>. Acesso em: 20 nov. 2018.
- Brasil. Lei nº 4.771, de 15 de Setembro de 1965. Institui o novo código florestal. Diário Oficial da União, Seção 1, 3º Trim. 1965, Página 9529 (Publicação Original). Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771.htm>. Acesso em: 20 nov. 2018.

- Brasil. Lei nº 4.771, de 15 de Setembro de 1965, no Decreto nº 5.975, de 30 de Novembro de 2006. Instrução Normativa nº5, de 11 de Fevereiro de 2015. Diário Oficial da União, Seção 1, 4º Trim. 2006, nº 238, pág. 155 (Publicação Original). Disponível em: < http://www.mma.gov.br/estruturas/pnf/_arquivos/in%20mma%2005-06.pdf>. Acesso em: 07 jan. 2019.
- Brasil. Lei no 6.938, de 31 de Agosto de 1981, Decreto no 99.274, de 6 de julho de 1990. Resolução no 406, de 02 de Fevereiro de 2009. Diário Oficial da União, Seção 1, 1º Trim. 2009, nº 26, pág. 100 (Publicação Original). Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=597>>. Acesso em: 07 jan. 2019.
- Brasil. Lei nº 6.938, de 31 de Agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Seção 1, 3º Trim. 1981, Página 16509 (Publicação Original). Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=313>. Acesso em: 20 nov. 2018.
- Brasil. Lei no 10.683, de 28 de maio de 2003, no Decreto no 6.101, de 26 de abril de 2007. Instrução Normativa nº1, de 12 de Fevereiro de 2015. Diário Oficial da União, Seção 1, 1º Trim. 2015, nº 31, pág. 67 (Publicação Original). Disponível em: <<https://www.ibama.gov.br/flora-e-madeira/especies-ameacadas-de-extincao/especies-da-flora-ameacadas-de-extincao>>. Acesso em: 20 nov. 2018.
- Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Diário Oficial da União, Seção 1, 2º Trim. 2012, Página 1 (Publicação Original). Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 20 nov. 2018.
- Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. Instrução Normativa nº21, de 24 de Dezembro de 2014. Diário Oficial da União, Seção 1, 4º Trim. 2014, nº 341, pág. 102 a 107 (Publicação Original). Do Sistema Nacional de Controle da Origem dos Produtos Florestais – SINAFLOR. Disponível em: < http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/formularios/IN_21_DE_2014.pdf >. Acesso em: 09 jul. 2019.
- Brasil. Portaria nº 443, de 17 de Dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da União, Seção 1, 4º Trim. 2014, Página 121 (Publicação Original). Disponível em: <<http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=18/12/2014&jornal=1&pagina=110&totalArquivos=144>>. Acesso em: 20 nov. 2018
- Brienen, R.J.W., Zuidema, P.A., 2006. The use of tree rings in tropical forest management : Projecting timber yields of four Bolivian tree species. *Forest Ecology and Management* 226, 256–267.
- Camino, R. Empezando a hacer diferencias. Consideraciones sobre el manejo de bosques naturales a escala industrial en el Trópico Americano. In: Sabogal, C.; Silva, J. N. M. (Eds). *Manejo Integrado de Florestas Úmidas Neotropicais por Industrias e Comunidades*. Simpósio Internacional da IUFRO, Belém: Embrapa Amazônia Ocidental, 2000. p. 21 – 37.
- Cardoso, D., Souza Jr., C., 2017. Sistema de Monitoramento da Exploração Madeireira (Simex): Estado do Pará 2015-2016, IMAZON. ed. Belém.
- Carreño-rocabado, G., Peña-claros, M., Bongers, F., Licona, J., Poorter, L., 2012. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. *Journal of Ecology* 100, 1453–1463.
- César, R.G., Holl, K.D., Girão, V.J., Mello, F.N.A., Vidal, E., Alves, M.C., Brancalion, P.H.S., 2016. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. *Biological Conservation* 201, 309–313.
- Chapman, C.A., Chapman, L.J., 2004. Unfavorable successional pathways and the conservation value of logged tropical forest. *Biodiversity and Conservation* 13, 2089–2105.

- Chazdon, R.L., Broadbent, E.N., Rozendaal, D.M.A., Bongers, F., María, A., Zambrano, A., Aide, T.M., Balvanera, P., Becknell, J.M., Boukili, V., Brancalion, P.H.S., Craven, D., Almeida-cortez, J.S., Cabral, G.A.L., Jong, B. De, Denslow, J.S., Dent, D.H., Dewalt, S.J., Dupuy, J.M., Durán, S.M., Jakovac, C.C., Junqueira, A.B., Kennard, D., Letcher, S.G., Lohbeck, M., Muscarella, R., Nunes, Y.R.F., Ochoa-gaona, S., Orihuela-belmonte, E., Peña-claros, M., Ruíz, J., Saldarriaga, J.G., Sanchez-azofeifa, A., Schwartz, N.B., Steininger, M.K., 2016. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances* 2, 1–10.
- Dalling, J.W., Hubbell, S.P., 2002. Seed size , growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *Journal of Ecology* 90, 557–568.
- Dauber, E., Fredericksen, T.S., Peña, M., 2005. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management* 214, 294–304.
- de Avila, A.L., Ruschel, A.R., de Carvalho, J.O.P., Mazzei, L., Silva, J.N.M., Lopes, J. do C., Araujo, M.M., Dormann, C.F., Bauhus, J., 2015. Medium-term dynamics of tree species composition in response to silvicultural intervention intensities in a tropical rain forest. *Biological Conservation* 191, 577–586.
- de Avila, A.L., Schwartz, G., Ruschel, A.R., Lopes, J. do C., Silva, J.N.M., Carvalho, J.O.P. de, Dormann, C.F., Mazzei, L., Soares, M.H.M., Bauhus, J., 2017. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management* 385, 225–235.
- de Graaf, N.R., Poels, R.L.H., Van Rompaey, R.S.A.R., 1999. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. *Forest Ecology and Management* 124, 123–135.
- Dickinson, M.B., Whigham, D.F., Hermann, S.M., 2000. Tree regeneration in felling and natural treefall disturbances in a semideciduous tropical forest in Mexico. *Forest Ecology and Management* 134, 137–151.
- Duah-Gyamfi, A., Kyereh, B., Adam, K.A., Agyeman, V.K., Swaine, M.D., 2014. Natural Regeneration Dynamics of Tree Seedlings on Skid Trails and Tree Gaps Following Selective Logging in a Tropical Moist Semi-Deciduous Forest in Ghana. *Open Journal of Forestry* 04, 49–57.
- Duah-gyamfi, A., Swaine, E.K., Adam, K.A., Pinard, M.A., Swaine, M.D., 2014. Can harvesting for timber in tropical forest enhance timber tree regeneration ? *Forest Ecology and Management* 314, 26–37.
- Edwards, D.P., Ansell, F.A., Ahmad, A.H., Nilus, R., Hamer, K.C., 2009. The Value of Rehabilitating Logged Rainforest for Birds. *Conservation Biology* 23, 1628–1633.
- Edwards, D.P., Tobias, J.A., Sheil, D., Meijaard, E., Laurance, W.F., 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 29, 511–520.
- Fayle, T.M., Turner, E.C., Basset, Y., Ewers, R.M., Reynolds, G., Novotny, V., 2015. Whole-ecosystem experimental manipulations of tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* 30, 334–346.
- Finegan, B., Camacho, M., Zamora, N., 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management* 121, 159–176.
- Fredericksen, T.S., 2000a. Logging and conservation of tropical forests in Bolivia. *The International Forestry Review* 2, 271–278.
- Fredericksen, T.S., 2000b. Selective herbicide applications for control of lianas in tropical forests. *Journal of Tropical Forest Science* 12, 561–570.
- Fredericksen, T.S., Mostacedo, B., 2000. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 131, 47–55.

- Fredericksen, T.S., Pariona, W., 2002. Effect of skidder disturbance on commercial tree regeneration in logging gaps in a Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management* 171, 223–230.
- Fredericksen, T.S., Pariona, W., 2002. Effect of skidder disturbance on commercial tree regeneration in logging gaps in a Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management* 171, 223–230.
- Fredericksen, T.S., Putz, F.E., Pattie, P., Pariona, W., Peña-claros, M., 2003. Sustainable Forestry in Bolivia. *Journal of Forestry* 37–40.
- Gardiner, B.A., Stacey, G.R., Belcher, R.E., 1997. Field and wind tunnel assessments of the implications of respacing and thinning for tree stability. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 70, 233–252.
- Gourlet-Fleury, S., Mortier, F., Fayolle, A., Baya, F., Ouédraogo, D., Bénédet, F., Picard, N., 2013. Tropical forest recovery from logging: a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. *Philosophical transactions of the Royal Society of London*. 368, 20120302.
- Grogan, J., Jennings, S.B., Landis, R.M., Schulze, M., Pantoja, F., Pinto, D., Natalino, J., Silva, M., Roge, L., Vidal, E., Zimmerman, B.L., 2008. What loggers leave behind : Impacts on big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) commercial populations and potential for post-logging recovery in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 255, 269–281.
- Grogan, J., Landis, R.M., Free, C.M., Schulze, M.D., Lentini, M., Ashton, M.S., 2014. Big-leaf mahogany *Swietenia macrophylla* population dynamics and implications for sustainable management. *Journal of Applied Ecology* 51, 664–674.
- Gullison, R.E., Hardner, J., 2018. Progress and challenges in consolidating the management of Amazonian protected areas and indigenous territories. *Conservation Biology* 32, 1020–1030.
- Hartsough, B., 2003. Economics of Harvesting to Maintain High Structural Diversity and Resulting Damage to Residual Trees. *Western Journal of Applied Forestry* 18, 133–142.
- Hawthorne, W.D., Sheil, D., Agyeman, V.K., Juam, M.A., Marshall, C.A.M., 2012. Forest Ecology and Management Logging scars in Ghanaian high forest : Towards improved models for sustainable production. *Forest Ecology and Management* 271, 27–36.
- Holmes, T.P., Blate, G.M., Zweede, J.C., Pereira, R., Barreto, P., Boltz, F., Bauch, R., 2002. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 163, 93–110.
- Huth, A., Ditzer, T., 2001. Long-term impacts of logging in a tropical rain forest - a simulation study. *Forest Ecology and Management* 142, 33–51.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Contagem da População 2007. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. Disponível em:<<https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/default.shtm>>. Acesso em: 17/11/2018.
- IMAZON, 2018. Sistema de Alerta de Desmatamento Agosto de 2018. Disponível em:<https://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/transparencia_florestal/amazonia_legal/SAD%20janeiro%202018.pdf>. Acesso em: 19/03/2019.
- INPE, 2018. Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. PRODES. Disponível em:<<http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>>. Acesso em: 19/03/2019.
- Kainer, K.A., Wadt, L.H.O., Staudhammer, C.L., 2014. Testing a silvicultural recommendation: Brazil nut responses 10 years after liana cutting. *Journal of Applied Ecology* 51, 655–663.

- Karsten, R.J., Jovanovic, M., Meilby, H., Perales, E., Reynel, C., 2013. Regeneration in canopy gaps of tierra-firme forest in the Peruvian Amazon: Comparing reduced impact logging and natural, unmanaged forests. *Forest Ecology and Management* 310, 663–671.
- Keefe, K., Schulze, M.D., Pinheiro, C., Zweede, J.C., Zarin, D., 2009. Enrichment planting as a silvicultural option in the eastern Amazon: Case study of Fazenda Cauaxi. *Forest Ecology and Management* 258, 1950–1959.
- Keller, M., Asner, G.P., Blate, G., McGlocklin, J., Merry, F., Peña-Claros, M., Zweede, J., 2007. Timber production in selectively logged tropical forests in South America. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 213–216.
- Kobayashi, S., 2007. An overview of techniques for the rehabilitation of degraded tropical forests and biodiversity conservation. *Current science* 93, 1596–1603.
- Krueger, W., 2004. Effects of future crop tree flagging and skid trail planning on conventional diameter-limit logging in a Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management* 188, 381–393.
- Lacerda, E.B. De, Nimmo, E.R., Sebbenn, A.M., 2013. Modeling the Long-Term Impacts of Logging on Genetic Diversity and Demography of *Hymenaea courbaril*. *Forest Science* 59, 15–26.
- Lamprecht, H. 1989. *Silviculture in the Tropics: Tropical Forest Ecosystems and Their Species-Possibilities and Methods for Their Long-Term Utilization*. Deutsche Gesellschaft Fur Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn, 296.
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Giraldo, J.P., Lovejoy, T.E., Condit, R., Chave, J., Harms, K.E., Angelo, S.D., 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *PNAS* 103, 19011–19014.
- Legendre, P., Gauthier, O., 2014. Statistical methods for temporal and space - time analysis of community composition data. *Proceeding of the Royal Society* 281, 1–9.

- Levis, C., Costa, F.R.C., Bongers, F., Peña-Claros, M., Clement, C.R., Junqueira, A.B., Neves, E.G., Tamanaha, E.K., Figueiredo, F.O.G., Salomão, R.P., Castilho, C. V., Magnusson, W.E., Phillips, O.L., Guevara, J.E., Sabatier, D., Molino, J.-F., López, D.C., Mendoza, A.M., Pitman, N.C.A., Duque, A., Vargas, P.N., Zartman, C.E., Vasquez, R., Andrade, A., Camargo, J.L., Feldpausch, T.R., Laurance, S.G.W., Laurance, W.F., Killeen, T.J., Nascimento, H.E.M., Montero, J.C., Mostacedo, B., Amaral, I.L., Guimarães Vieira, I.C., Brien, R., Castellanos, H., Terborgh, J., Carim, M. de J.V., Guimarães, J.R. da S., Coelho, L. de S., Matos, F.D. de A., Wittmann, F., Mogollón, H.F., Damasco, G., Dávila, N., García-Villacorta, R., Coronado, E.N.H., Emilio, T., Filho, D. de A.L., Schietti, J., Souza, P., Targhetta, N., Comiskey, J.A., Marimon, B.S., Marimon, B.-H., Neill, D., Alonso, A., Arroyo, L., Carvalho, F.A., de Souza, F.C., Dallmeier, F., Pansonato, M.P., Duivenvoorden, J.F., Fine, P.V.A., Stevenson, P.R., Araujo-Murakami, A., Aymard, C., G.A., Baraloto, C., do Amaral, D.D., Engel, J., Henkel, T.W., Maas, P., Petronelli, P., Revilla, J.D.C., Stropp, J., Daly, D., Gribel, R., Paredes, M.R., Silveira, M., Thomas-Caesar, R., Baker, T.R., da Silva, N.F., Ferreira, L. V., Peres, C.A., Silman, M.R., Cerón, C., Valverde, F.C., Di Fiore, A., Jimenez, E.M., Mora, M.C.P., Toledo, M., Barbosa, E.M., Bonates, L.C. de M., Arboleda, N.C., Farias, E. de S., Fuentes, A., Guillaumet, J.-L., Jørgensen, P.M., Malhi, Y., de Andrade Miranda, I.P., Phillips, J.F., Prieto, A., Rudas, A., Ruschel, A.R., Silva, N., von Hildebrand, P., Vos, V.A., Zent, E.L., Zent, S., Cintra, B.B.L., Nascimento, M.T., Oliveira, A.A., Ramirez-Angulo, H., Ramos, J.F., Rivas, G., Schöngart, J., Sierra, R., Tirado, M., van der Heijden, G., Torre, E. V., Wang, O., Young, K.R., Baider, C., Cano, A., Farfan-Rios, W., Ferreira, C., Hoffman, B., Mendoza, C., Mesones, I., Torres-Lezama, A., Medina, M.N.U., van Andel, T.R., Villaruel, D., Zagt, R., Alexiades, M.N., Balslev, H., Garcia-Cabrera, K., Gonzales, T., Hernandez, L., Huamantupa-Chuquimaco, I., Manzatto, A.G., Milliken, W., Cuenca, W.P., Pansini, S., Pauletto, D., Arevalo, F.R., Reis, N.F.C., Sampaio, A.F., Giraldo, L.E.U., Sandoval, E.H.V., Gamarra, L.V., Vela, C.I.A., ter Steege, H., 2017. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science* 355, 925–931.
- Lohbeck, M., Poorter, L., Lebrija-Trejos, E., Martínez-Ramos, M., Meave, J.A., Paz, H., Pérez-García, E.A., Romero-Pérez, I.E., Tauro, A., Bongers, F., 2013. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology* 94, 1211–1216.
- Loreau, M., 2010. Linking biodiversity and ecosystems: Towards a unifying ecological theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365, 49–60.
- Macpherson, A.J., Carter, D.R., Schulze, M.D., Vidal, E., Lentini, M.W., 2012. The sustainability of timber production from Eastern Amazonian forests. *Land Use Policy* 29, 339–350.
- Macpherson, A.J., Schulze, M.D., Carter, D.R., Vidal, E., 2011. A Model for comparing reduced impact logging with conventional logging for an Eastern Amazonian Forest. *Forest Ecology and Management* 260, 2002–2011.
- Macpherson, A.J., Schulze, M.D., Carter, D.R., Vidal, E., 2010. Forest Ecology and Management A Model for comparing reduced impact logging with conventional logging for an Eastern Amazonian Forest. *Forest Ecology and Management* 260, 2002–2011.
- Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M., Watson, J.E.M., 2016. The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* 536, 143–145.
- Meyer-Sand, B.R. V., Blanc-Jolivet, C., Mader, M., Paredes-Villanueva, K., Tysklind, N., Sebbenn, A.M., Guichoux, E., Degen, B., 2017. Development of a set of SNP markers for population genetics studies of Ipe (*Handroanthus* sp.), a valuable tree genus from Latin America. *Conservation Genetics Resources* 10, 779–781.

- Montagnini, F., Jordan, C.F., 2005. *Tropical Forest Ecology: The Basis for Conservation and Management*. Springer-Verlag, Berlin-New York, 295 pp.
- Navrud, S., Strand, J., 2018. Valuing Global Ecosystem Services: What Do European Experts Say? Applying the Delphi Method to Contingent Valuation of the Amazon Rainforest. *Environmental and Resource Economics* 70, 249–269.
- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Börger, L., Bennett, D.J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M.J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M.L.K., Alhousseini, T., Ingram, D.J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D.L.P., Martin, C.D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H.R.P., Purves, D.W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S.L., Weiher, E., White, H.J., Ewers, R.M., MacE, G.M., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520, 45–50.
- Norden, N., Chazdon, R.L., Chao, A., Jiang, Y.-H., Vilchez-Alvarado, B., 2009. Resilience of tropical rain forests : tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters* 12, 385–394.
- Ochoa-Quintero, J.M., Gardner, T.A., Rosa, I., de Barros Ferraz, S.F., Sutherland, W.J., 2015. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. *Conservation Biology* 29, 440–451.
- Palma, A.C., Laurance, S.G.W., 2015. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration : what do we know and where should we go ? *Applied Vegetation Science* 18, 561–568.
- Panisset, J.S., Libonati, R., Gouveia, C.M.P., Machado-Silva, F., França, D.A., França, J.R.A., Peres, L.F., 2018. Contrasting patterns of the extreme drought episodes of 2005, 2010 and 2015 in the Amazon Basin. *International Journal of Climatology* 38, 1096–1104.
- Paredes-Villanueva, K., Espinoza, E., Ottenburghs, J., Sterken, M.G., Bongers, F., Zuidema, P.A., 2018. Chemical differentiation of Bolivian *Cedrela* species as a tool to trace illegal timber trade. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 91, 603–613.
- Pariona, W., Fredericksen, T.S., Licona, J.C., 2003. Natural regeneration and liberation of timber species in logging gaps in two Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management* 181, 313–322.
- Park, A., Justiniano, M.J., Fredericksen, T.S., 2005. Natural regeneration and environmental relationships of tree species in logging gaps in a Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management* 217, 147–157.
- Parrotta, J.A., Francis, J.K., Knowles, O.H., 2002. Harvesting intensity affects forest structure and composition in an upland Amazonian forest. *Forest Ecology and Management* 169, 243–255.
- Peña-Claros, M., Fredericksen, T.S., Alarcón, A., Blate, G.M., Choque, U., Leño, C., Licona, J.C., Mostacedo, B., Pariona, W., Villegas, Z., Putz, F.E., 2008a. Beyond reduced-impact logging: Silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. *Forest Ecology and Management* 256, 1458–1467.
- Peña-Claros, M., Peters, E.M., Justiniano, M.J., Bongers, F., Blate, G.M., Fredericksen, T.S., Putz, F.E., 2008b. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. *Forest Ecology and Management* 255, 1283–1293.
- Pérez-Salicrup, D.R., 2001. Effect of Liana Cutting on Tree Regeneration in a Liana Forest in Amazonian Bolivia. *Ecology* 82, 389–396.
- Petrokofsky, G., Sist, P., Blanc, L., Doucet, J.L., Finegan, B., Gourlet-Fleury, S., Healey, J.R., Livoreil, B., Nasi, R., Peña-Claros, M., Putz, F.E., Zhou, W., 2015. Comparative effectiveness of silvicultural interventions for increasing timber production and sustaining conservation values in natural tropical production forests. A systematic review protocol. *Environmental Evidence*.

- Phillips, P.D., De Azevedo, C.P., Degen, B., Thompson, I.S., Silva, J.N.M., Van Gardingen, P.R., 2004. An individual-based spatially explicit simulation model for strategic forest management planning in the eastern Amazon. *Ecological Modelling* 173, 335–354.
- Poorter, L., 2007. Are Species Adapted to Their Regeneration Niche , Adult Niche , or Both ? *The american naturalist* 169, 4, 433–442.
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T.M., Zambrano, A.M.A., Balvanera, P., Becknell, J.M., Boukili, V., Brancalion, P.H.S., Broadbent, E.N., Chazdon, R.L., Craven, D., Almeida-cortez, J.S. De, Cabral, G.A.L., Jong, B.H.J. De, Denslow, J.S., Dent, D.H., Dewalt, S.J., Hernandez-stefanoni, J.L., Jakovac, C.C., Junqueira, A.B., Kennard, D., Letcher, S.G., Licona, J., Lohbeck, M., Marín-spiotta, E., Martínez-ramos, M., Massoca, P., Meave, J.A., Mesquita, R., Mora, F., Muñoz, R., Muscarella, R., Nunes, Y.R.F., Ochoa-gaona, S., Oliveira, A.A. De, Orihuela-belmonte, E., Peña-claros, M., Pérez-garcía, E.A., Piotto, D., Powers, J.S., Rodríguez-velázquez, J., Romero-pérez, I.E., Ruíz, J., Saldarriaga, J.G., Sanchez-azofeifa, A., Schwartz, N.B., Steininger, M.K., Swenson, N.G., Toledo, M., Uriarte, M., 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530, 211–214.
- Powell, G.W., Bork, E.W., 2006. Aspen canopy removal and root trenching effects on understory vegetation. *Forest Ecology and Management* 230, 79–90.
- Putz, F.E., 2004. Treatments in tropical silviculture. In: Burley, J., Evans, J., Youngquist, J.A. (Eds.), *Encyclopedia of Forest Sciences*. Elsevier Academic Press, Oxford, UK, pp. 1039–1044.
- Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 256, 1427–1433.
- Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Peña-Claros, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P., Gourlet-Fleury, S., Griscom, B., Palmer, J., Zagt, R., 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters* 5, 296–303.
- Reis, L.P., Ruschel, A.R., Coelho, A.A., Santos, A., 2010. Avaliação do potencial madeireiro na Floresta Nacional do Tapajós , após 28 anos da exploração florestal. *Pesquisa Florestal Brasileira* 30, 265–281.
- Sakschewski, B., Von Bloh, W., Boit, A., Poorter, L., Peña-Claros, M., Heinke, J., Joshi, J., Thonicke, K., 2016. Resilience of Amazon forests emerges from plant trait diversity. *Nature Climate Change* 6, 1032–1036.
- Sampaio, A.B., Holl, K.D., Scariot, A., 2007. Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forests in Pastures in Central Brazil ? *Restoration Ecology* 15, 462–471.
- Scabin, A.B., Costa, F.R.C., Schöngart, J., 2012. The spatial distribution of illegal logging in the Anavilhanas archipelago (Central Amazonia) and logging impacts on species. *Environmental Conservation* 39, 111–121.
- Schielein, J., Börner, J., 2018. Recent transformations of land-use and land-cover dynamics across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy* 76, 81–94.
- Schulze, M., 2008. Technical and financial analysis of enrichment planting in logging gaps as a potential component of forest management in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 255, 866–879.
- Schulze, M., Grogan, J., Landis, R.M., Vidal, E., 2008a. How rare is too rare to harvest? *Forest Ecology and Management* 256, 1443–1457.
- Schulze, M., Grogan, J., Vidal, E., 2008b. Forest certification in Amazonia: standards matter. *Oryx* 42, 229–239.
- Schwartz, G., Lopes, J.C.A., Mohren, G.M.J., Peña-Claros, M., 2013. Post-harvesting silvicultural treatments in logging gaps: A comparison between enrichment planting and tending of natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 293, 57–64.

- Sheil, D., van Heist, M., 2000. Ecology for tropical forest management.pdf. *International Forestry Review* 2, 261–270.
- Silva, J.N.M., 1997. Manejo de florestas de terra firme na Amazônia brasileira. In: EMBRAPA-CNPQ. Tópicos em manejo florestal sustentável. Documentos 34, 59-96.
- Silva, J.N.M., Carvalho, J.O.P. De, Lopes, J.C.A., Almeida, B.F. De, Costa, D.H.M., 1995. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management* 71, 267–274.
- Sist, P., Ferreira, F.N., 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 243, 199–209.
- Sist, P., Nguyen-the, N., 2002. Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan (1990 – 1996). *Forest Ecology and Management* 165, 85–103.
- Slik, J.W.F., 2004. El Niño droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. *Oecologia* 141, 114–120.
- Soares-Filho, B.S., Nepstad, D.C., Curran, L.M., Cerqueira, G.C., Garcia, R.A., Ramos, C.A., Voll, E., McDonald, A., Lefebvre, P., Schlesinger, P., 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440, 520–3.
- Sterck, F.S., Markestijn, L.M., Toledo, M.T., Schieving, F.S., Poorter, L., 2014. Sapling performance along resource gradients drives tree species distributions within and across tropical forests. *Ecological Society of America* 95, 2514–2525.
- Swinfield, T., Afriandi, R., Antoni, F., Harrison, R.D., 2016. Accelerating tropical forest restoration through the selective removal of pioneer species. *Forest Ecology and Management* 381, 209–216.
- Thompson, I., 2011. Biodiversity, ecosystem thresholds, resilience and forest degradation. *Unasylva* 62, 25–30.
- Tilman, D., Clark, M., Williams, D.R., Kimmel, K., Polasky, S., Packer, C., 2017. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature* 546, 73–81.
- Tymen, B., Réjou-Méchain, M., Dalling, J.W., Fauset, S., Feldpausch, T.R., Norden, N., Phillips, O.L., Turner, B.L., Viers, J., Chave, J., 2016. Evidence for arrested succession in a liana-infested Amazonian forest. *Journal of Ecology* 104, 149–159.
- Uhl, C., Vieira, I.C.G., 1989. Ecological Impacts of Selective Logging in the Brazilian Amazon: A Case Study from the Paragominas Region of the State of Para. *Biotropica* 21, 98.
- UNFCCC, United Nations Framework Convention on Climate Change. COP 21 – Decisions. 2015. Disponível em: <<https://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/10a01.pdf#page=2>>. Acesso em: 18 nov. 2018.
- Valle, D., Phillips, P., Vidal, E., Schulze, M., Grogan, J., Sales, M., van Gardingen, P., 2007. Adaptation of a spatially explicit individual tree-based growth and yield model and long-term comparison between reduced-impact and conventional logging in eastern Amazonia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 243, 187–198.
- van Gardingen, P.R., Valle, D., Thompson, I., 2006. Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajós National Forest, Brazil. *Forest Ecology and Management* 231, 184–195.
- Vatrás, S., De Carvalho, J.O.P., Silva, J.N.M., Da Castro, T.C., 2016. Effect of the reduced impact exploration on growth dynamics of a natural forest | Efeito da exploração de impacto reduzido na dinâmica do crescimento de uma floresta natural. *Scientia Forestalis/Forest Sciences* 44, 261–271.
- Vidal, E., 2004. Dinâmica de florestas manejadas e sob exploração convencional na Amazônia Oriental. 171f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos.

- Villas-Boas, O.; Villas-Boas, C. *A marcha para o oeste. A Epopéia da Expedição Roncador Xingú*. Edição (1994). São Paulo: Globo, 1994.
- Villegas, Z., Peña-Claros, M., Mostacedo, B., Alarcón, A., J.C.Licona, Leño, C., Pariona, W., Choque, U., 2009. Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 258, 971–977.
- Visser, M.D., Schnitzer, S.A., Muller-Landau, H.C., Jongejans, E., de Kroon, H., Comita, L.S., Hubbell, S.P., Wright, S.J., 2017. Tree species vary widely in their tolerance for liana infestation: A case study of differential host response to generalist parasites. *Journal of Ecology* 106, 781–794.
- Wadsworth, F.H., Zweede, J.C., 2006. Liberation: Acceptable production of tropical forest timber. *Forest Ecology and Management* 233, 45–51.
- Wassenaar, T., Gerber, P., Verburg, P.H., Rosales, M., Ibrahim, M., Steinfeld, H., 2007. Projecting land use changes in the Neotropics: The geography of pasture expansion into forest. *Global Environmental Change* 17, 86–104.
- West, T.A.P., Grogan, K.A., Swisher, M.E., Caviglia-Harris, J.L., Sills, E., Harris, D., Roberts, D., Putz, F.E., 2018. A hybrid optimization-agent-based model of REDD+ payments to households on an old deforestation frontier in the Brazilian Amazon. *Environmental Modelling & Software* 100, 159–174.
- West, T.A.P., Vidal, E., Putz, F.E., 2014. Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management* 314, 59–63.
- Wheeler, C.E., Omeja, P.A., Chapman, C.A., Glipin, M., Tumwesigye, C., Lewis, S.L., 2016. Carbon sequestration and biodiversity following 18 years of active tropical forest restoration. *Forest Ecology and Management* 373, 44–55.
- Xu, H., Li, Y., Liu, S., Zang, R., He, F., Spence, J.R., 2015. Partial recovery of a tropical rain forest a half-century after clear-cut and selective logging. *Journal of Applied Ecology* 52, 1044–1052.
- Yosi, C.K., Keenan, R.J., Fox, J.C., 2011. Forest dynamics after selective timber harvesting in Papua New Guinea. *Forest Ecology and Management* 262, 895–905.
- Zarin, D.J., Schulze, M.D., Vidal, E., Lentini, M., 2007. Beyond Reaping the First Harvest : Management Objectives for Timber Production in the Brazilian Amazon. *Conservation Biology* 21, 916–925.
- Zimmerman, B.L., Kormos, C.F., 2012. Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests. *BioScience* 62, 479–487.

CAPÍTULO 2

INFLUÊNCIA A LONGO PRAZO DE FATORES AMBIENTAIS NO CRESCIMENTO DE FLORESTA SUBMETIDA A EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO E CONVENCIONAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL

2. INFLUÊNCIA A LONGO PRAZO DE FATORES AMBIENTAIS NO CRESCIMENTO DE FLORESTA SUBMETIDA A EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO E CONVENCIONAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL

RESUMO

A exploração de impacto reduzido (EIR) tem suas atividades fundamentadas no planejamento, e consequentemente, um potencial de recuperação maior para florestas exploradas. Mas o grande desafio é garantir o rendimento das espécies exploradas para o próximo ciclo de corte. Em razão disso, o objetivo desse trabalho foi conhecer como os fatores relacionados à condição das árvores e vizinhança podem influenciar o crescimento florestal e propor tratamentos silviculturais visando aumentar a taxa de crescimento das árvores, garantindo assim a sustentabilidade dessas espécies. Nós avaliamos a influência de fatores como quantidade de luz, lianas, níveis de danos no fuste e nas copas, qualidade do fuste das árvores, competição multilateral (todas árvores vizinhas no entorno), competição unilateral (árvores vizinhas dominantes) e o tempo após o manejo no crescimento de uma floresta na Amazônia Oriental. Com as variáveis acima, também avaliamos como diferentes grupos funcionais podem desempenhar um papel no crescimento das árvores. As técnicas de exploração, a luz, lianas, danos na copa, competição multilateral, competição unilateral e tempo após o manejo foram preditores significativos de crescimento. Na exploração convencional (EC) as taxas de crescimento foram 4% e 13% maior do que na EIR e área não explorada respectivamente. A incidência de luz superior aumentou as taxas de crescimento de 14% a 16% quando comparado às que receberam apenas luz difusa e luz parcial superior. Contudo, as taxas de crescimento diminuíram 24 a 14% com o aumento do nível de lianas, e diminuíram de 13 a 23% das taxas de crescimento com o aumento da quantidade de danos. Quando avaliamos a competição unilateral, inferimos que o Incremento Corrente Anual (ICA) foi reduzido em 33% a cada aumento de uma árvore, em um raio de quinze metros. Logo após a exploração, as taxas de crescimento florestal aumentaram, mas se normalizaram 13 anos depois. Os diferentes grupos funcionais respondem de forma diferente os fatores de condição das árvores e vizinhança. Por exemplo, as espécies de crescimento lento e dossel inferior e crescimento rápido com alto nível de dano nas copas tiveram o crescimento reduzido em 28% e 50% respectivamente. A consistência desses resultados sugere fortemente que as florestas tropicais podem receber tratamentos silviculturais específicos para aumentar as taxas de crescimento e alcançar a recuperação volumétrica de madeira para próximos ciclos.

Palavras-chave: Floresta tropical; Manejo; Luz; Danos; Lianas; Competição

ABSTRACT

Reduced impact logging (RIL) is a well known forestry method that employs extensive planning and controlled timber harvesting to ensure a greater recovery potential for exploited forests. Within this context, challenges still remain in securing a yield of exploited species for upcoming cutting cycle. Therefore, the objective of this work was to understand

how factors related to tree and neighborhood condition can influence forest growth and to propose silvicultural treatments to increase growth rates of silviculture trees, guaranteeing the sustainability of these species. Here we evaluate the growth of forest in Eastern Amazon by analyzing the following variables: amount of light, vines, levels of damage to the trunk and crown, tree stem quality, multilateral competition (all the surrounding trees), unilateral competition (dominant neighboring trees) and time after management. With these given variables we also assessed how different functional groups may also play a role in tree growth. Exploration techniques, light, lianas, crown damage, multilateral competition, unilateral competition and time after management were significant predictors of growth. In Conventional Exploration (EC) the growth rates were 4% and 13% higher than in the RIL and unexplored area respectively. The incidence of upper light increased growth rates from 14% to 16% when compared to those receiving only diffuse light and upper partial light. However, growth rates decreased by 24 to 14% with an increase in liana level, 13% to 23% of growth rates also decreased with increasing amount of damage, and when we assessed unilateral competition, we inferred that the ICA was reduced by 33% with each increase of a fifteen-metre tree radius. Soon after exploration, the rates of forest growth increased, but then normalized 13 years later. The different functional groups respond differently to the condition factors of the trees and neighborhood. For example, slow-growing lower-canopy and fast-growing or pioneer species with high crown damage had growth reduced by 28% and 50%, respectively. The consistency of these results strongly suggest that tropical forests can receive specific silvicultural treatments to increase growth rates and achieve volumetric recovery of wood for the following cutting cycles.

Keywords: Rainforest; Management; Light; Damages; Vines; Competition

2.1. Introdução

Vários estudos em grandes áreas de florestas tropicais remanescentes do mundo (América Latina, África Central, sudeste Asiático e norte da Oceania) mostram que a exploração madeireira com intensidade moderada, em comparação com uma de maior intensidade, pode reduzir pela metade os danos ao solo e evitar a erosão (Medjibe et al., 2011; Eroğlu et al., 2016), manter a integridade das árvores remanescentes (Shenkin et al., 2015), apresentar benefícios na conservação da biodiversidade (Imai et al., 2012), recuperação mais rápida (Macpherson et al., 2010) e viabilidade econômica (Medjibe e Putz, 2012). Porém, apesar da exploração de impacto reduzido (EIR) ter um potencial reconhecido como uma atividade sustentável, o grande desafio para garantir o rendimento das espécies exploradas é conhecer o crescimento e propor tratamentos silviculturais para aumentar a taxa de crescimento das árvores e tornar a exploração madeireira economicamente atraente, garantindo assim a sustentabilidade dessas espécies (Sist and Ferreira, 2007; Valle et al., 2007; Peña-Claros et al., 2008a).

Em consequência do histórico de degradação florestal nessas regiões e exigência do mercado mundial, atualmente existe grande demanda de conhecimento científico sobre o crescimento das florestas tropicais (Macpherson et al. 2010; Vidal et al., 2016; de Avila et al., 2017), sendo essa informação a base para desenvolver técnicas de exploração para florestas

tropicais, bem como tratamentos silviculturais que visem o seu rápido desenvolvimento (Peña-Claros et al., 2008a; Peña-Claros et al., 2008b; de Avila et al. 2015; Shenkin et al. 2015). Sendo assim, o estudo do manejo florestal nos últimos anos tem buscado a otimização da produção madeireira, e consequentemente, promovido a implementação de práticas de EIR. Tais práticas têm como objetivo a conservação das florestas tropicais (Ouédraogo et al. 2011; Putz et al. 2012; Bicknell et al., 2015), e segundo várias pesquisas têm sido menos impactante do que a exploração convencional (EC) e possibilitado o crescimento mais rápido das espécies (Macpherson et al. 2010; West et al., 2014)

As técnicas na EIR priorizam, em nível operacional, o planejamento e localização das trilhas de arraste, para que na extração de madeira sejam reduzidos os danos causados ao solo e às árvores remanescentes (Barreto et al., 1998; Putz et al. 2008). Além dessas práticas, também podem ser aplicados tratamentos silviculturais, tais como o plantio de mudas (Yeong et al., 2016; Schwartz et al. 2017), a condução da regeneração natural (Schwartz et al., 2013), o controle de plantas invasoras e lianas (Gerwing, 2006; Kainer et al., 2014; César et al. 2016), visando melhorar a condição das florestas remanescentes, e consequentemente, a composição das espécies (Putz et al., 2012; Edwards et al. 2014) e o crescimento e a qualidade do fuste das árvores (Shenkin et al., 2015). Em razão disso, sabe-se que a capacidade da floresta de se regenerar-se e manter suas funções ecológicas depende em primeiro lugar da intensidade e do grau de dano provocado pelas operações de colheita e a aplicação de tratamentos silviculturais nas áreas (Cole et al., 2014; Petrokofsky et al. 2015).

Por outro lado, o crescimento médio das espécies florestais tropicais indicadas para produção de madeira, que visa atender à demanda do mercado mundial, é baixo demais para alcançar o rendimento sustentável dentro de um curto ciclo de corte (30-40 anos). Dessa forma a conservação das espécies não depende apenas da intensidade de colheita aplicada, mas também do tempo de repouso da floresta, tipo de exploração florestal e tratamentos silviculturais aplicas após a exploração (Grogan et al. 2014; Macpherson et al. 2012).

Estudos de longo prazo da dinâmica da floresta pós-exploração permitem conhecer o crescimento das espécies madeireiras (Free et al., 2014), o recrutamento e a mortalidade dos indivíduos (Dionisio et al., 2017) e fornece informações fundamentais sobre o funcionamento das mesmas. É importante identificar a influência das clareiras (van den Berg et al., 2012; Vatrax et al., 2016), das lianas (Visser et al., 2018) e dos danos na copa e fuste (Shenkin et al., 2015) sobre as taxas de crescimento de florestas e grupos funcionais, considerando que são indivíduos remanescentes que irão garantir a sustentabilidade das espécies nas próximas explorações. Essas informações são em grande parte inexistentes e pouco exploradas para as espécies de alto valor

comercial, sendo a extração de madeira é mal regulamentada e algumas espécies são quase extintas para abastecer mercados internacionais (Schulze et al., 2008; Brancalion et al., 2018).

Sabe-se também, que os tratamentos silviculturais, como parte integrante da exploração florestal, pode promover o melhor desempenho das espécies comerciais e agregar mais valor à floresta (Villegas et al. 2009; de Avila et al. 2015). Sendo assim, os principais tratamentos silviculturais realizados em florestas tropicais são o corte de lianas, liberação de copas para maior entrada de luz, condução da regeneração natural e enriquecimento de clareiras, os quais tem mostrado um estímulo no crescimento quando aplicados em florestas manejadas (Peña-Claros et al., 2008b; Navarro-Cerrillo et al. 2011). Porém precisa-se entender quais são as exigências silviculturais das espécies florestais nativas para intervir afim de melhorar o rendimento de madeira entre os ciclos de corte, visto que essas técnicas envolvem custos ecológicos, financeiros e exigem informações mais precisas sobre os rendimentos e tempo ótimo de retorno para uso correto, assim como retorno econômico e ecológico garantido (Schulze 2008; Keefe et al. 2009).

Nesse sentido, analisou-se como os fatores relacionados à condição das árvores e da vizinhança influenciam o crescimento da floresta e de grupos funcionais após a exploração convencional e de impacto reduzido, para que o crescimento das árvores seja entendido e facilitado por tratamentos silviculturais. Desta forma esse trabalho tem como objetivo responder as seguintes questões: (i) As árvores adultas de florestas submetidas à EIR apresentam maior crescimento do que aquelas exploradas de forma convencional? (ii) Quais fatores relacionados a condição das árvores e da vizinhança têm influenciado o crescimento das árvores em florestas manejadas? (iii) Os fatores relacionados a condição das árvores e da vizinhança podem influenciar de forma diferente o crescimento em grupos funcionais? (iv) Existem mudanças das taxas de crescimento após a exploração florestal?

Previu-se que: (1) as taxas de crescimento da floresta submetida a EIR serão maiores; (2) maiores quantidades de luz estão fortemente associadas com o aumento das taxas de crescimento; (3) grande quantidade de lianas nas árvores se associam a diminuição das taxas de crescimento; (4) danos na copa estão associados com as taxas de crescimento reduzidas; (5) quanto maior os níveis de competição menores as taxas de crescimento; (6) Quando submetidas à diferentes fatores de condição das árvores, espécies iniciais no processo de sucessão possuem taxas de crescimento diferentes das espécies finais; (7) Há aumento das taxas de crescimento logo após a colheita florestal devido às grandes aberturas provenientes das ações de exploração.

2.2. Material e métodos

2.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em propriedade privada no município de Paragominas, ($3^{\circ}17' S$; $47^{\circ}34' W$), nordeste do estado do Pará (Figura 1). O clima é Afi, tropical úmido, segundo a classificação de Köppen, com precipitação média anual de 1700 mm, sendo um período mais chuvoso, entre os meses de dezembro a maio, e outro mais seco, entre junho e novembro. A temperatura média anual é de $25,5^{\circ}C$ e umidade relativa do ar de 85%. A maioria dos solos da região são classificados como Latossolo Amarelo Distrófico, cuja textura varia de média a muito argilosa (IMAZON, 2009). As florestas da região são do tipo Ombrófila Densa, com alturas do dossel de 25-40m, porém devido aos constantes desmatamentos, provocados pelo avanço da agropecuária na região, houve redução acentuada de grandes áreas cobertas pela floresta original (IBGE, 2012). Durante o experimento houveram dois períodos de secas severas “El Niño” durante o experimento, em 2006-2007 e 2010, marcados por acentuada falta de precipitação pluvial durante o final da primavera e início do verão, coincidente com excedentes de radiação e temperatura durante esses anos (Panisset et al., 2018).

Figura 1. Área de estudo onde foi realizada a exploração florestal na Fazenda Agrossete, em Paragominas no estado do Pará, Brasil

Os tratamentos para o estudo consistiram em três áreas: EIR, EC e controle. Em 1993 foi realizada a EC (75 ha), ou seja, da forma tradicionalmente realizada em regiões de fronteiras florestais nas últimas décadas, entrando-se na floresta sem planejamento e utilização de técnicas de baixo impacto ao extrair os recursos madeireiros; em área adjacente, foi realizada a exploração de impacto reduzido (105 ha) e em outra, uma área florestal não manejada (área controle) (30ha) (Barreto et al., 1998; Johns et al., 1996). Foram destacadas três áreas amostrais contínuas de 24,5 ha (350 x 700m), em cada tratamento. A exploração de impacto reduzido teve maior aproveitamento da madeira colhida quando comparado a exploração convencional (Apêndice A). Não existem relatos de outras explorações ou incêndios antes dessa exploração madeireira, porém a grande quantidade de lianas pode ser um indício de ação antropogênica em período anterior ao experimento (Vidal et al., 2016).

No monitoramento das árvores, o Diâmetro a Altura do Peito (DAP) foi medido a 1,30 m do solo e o mapeamento das árvores foi feito através do sistema de coordenadas UTM. Foi realizado o monitoramento nos anos de 1993, 1994, 1995, 1996, 1998, 2000, 2003, 2006, 2009, 2014 e 2017. Identificou-se todas as espécies de valor econômico com DAP > 10 cm e espécies não-comerciais com DAP > 25 cm. Para espécies não-comerciais também foi realizada uma sub-amostragem para indivíduos com DAP entre 10 e 25 cm num transecto de 5,25 ha em cada tratamento. Um total de 27.751 árvores, distribuídas em 269 espécies tem sido monitorado nesse experimento, pode-se acompanhar o número de indivíduos monitorados por espécie, crescimento médio e classe sucessiona a que pertencem (Apêndice B). Devido à falta de medidas de DAP no banco de dados de séries temporais, assumiu-se que os aumentos de DAP aconteciam a taxas médias anuais entre as mensurações. Para corrigir estimativas enviesadas de biomassa e volume de madeira devido a atrasos entre o primeiro registro de árvores recém-recrutadas e a data de sua primeira entrada na classe DAP > 10, projetou-se os valores de DAP de árvores recém-recrutadas até atingirem 10 cm, com base em taxas de crescimento mediano, específicas para espécies de árvores de todos os tamanhos durante o período monitorado de 24 anos (Vidal et al., 2016) (Apêndice C).

O Incremento Periódico Anual em diâmetro (IPAdap) das espécies foi calculado no intervalo de 24 anos utilizando o crescimento em diâmetro, área basal e volume. Após o cálculo do crescimento, realizamos exclusão de números discrepantes dentre cada grupo funcional, retirando todos os indivíduos com Incremento Periódico Anual em diâmetro (IPAdap) negativos e com valores acima do quantil 95% de cada grupo. Portanto, para o grupo 1, 2, 3 e 4 foram árvores apenas as árvores com IPAdap > 0,74 cm, > 0,8 cm, > 0,94 cm, e > 2,33 cm respectivamente (Apêndice G).

2.2.2. Características das árvores e condições em que elas crescem

Ao monitorar cada árvore, observou-se os níveis de luz (luz superior total que são grandes aberturas no dossel que permitem a incidência direta de luz em toda copa , pouca luz superior que corresponde a incidência parcial de luz na copa e luz difusa que são pequenos feixes de luz incidindo na copa das árvores), incidência de lianas (sem liana que são árvores que não possuem lianas envoltas no fuste e copa, com pouca liana que corresponde a árvores com nível baixo de lianas no fuste e copa e muita liana que corresponde a cobertura de grande parte do fuste e copa por lianas), níveis de danos no fuste e nas copas das árvores (sem danos corresponde às árvores que não possuam danos, pouco dano corresponde às árvores com baixo nível de dano ou danos pontuais e muito dano que corresponde a uma grande área do fuste e copa danificados) e característica de qualidade do fuste (ótima que corresponde a fustes saudáveis e retos, boa que corresponde à árvores com pequena tortuosidade no fuste e ruim que corresponde à árvores com quando tortuosidade e bifurcações no fuste das árvores) (Figura 2). Foram utilizados os fatores dos anos 1993, 2003, 2009, 2014 e 2017 para as análises e árvores presentes nos 24 anos de monitoramento.

Figura 2. Condições das árvores quanto a quantidade de luz e lianas nas copas, de danos no tronco e nas copas e qualidade do fuste.

Posteriormente, foram criados índices de competição para cada árvore nos raios de 5, 10, 15 e 20 metros, sendo eles separados em competição multilateral caracterizada pela competição generalizada com todos vizinhos do entorno e competição unilateral caracterizada pela monopolização de recursos, tais como a luz, por árvores vizinhas dominantes (árvores maiores do que aquelas que foram analisadas) (Moravie et al., 1999). As condições impostas para os dois índices são: a densidade e soma da área basal e o volume dos vizinhos, que resultou 24 índices de competição (Figura 3; Apêndice D). Todos esses índices passaram por uma análise descritiva e apenas os menos correlacionados foram incluídos no modelo para explicar o crescimento florestal.

Figura 3. Esquema mostrando como foram calculados os índices de competição. As condições são o somatório da área basal, volume e densidade de todos os vizinhos (competição multilateral) e somente de vizinhos dominantes, ao seja, com DAP maior que o da árvore alvo (competição unilateral) considerando árvores com DAP maior que 25 cm. Foram consideradas quatro distâncias (raio) ao redor das árvores alvo (5, 10, 15 e 20 metros). A combinação dessas condições resultou em 24 índices de competição.

2.2.3. Grupos funcionais

A fim de analisar a influência dos fatores ambientais, de competição e tipos de técnicas de exploração no crescimento das árvores, definiu-se os grupos funcionais. Os procedimentos para a análise de agrupamento das espécies seguiram Vidal et al., (2016). As espécies dos três tratamentos foram agrupadas pela análise de agrupamento (Hierarchical Cluster Analysis), formando grupos funcionais com base na densidade da madeira e valores do 75º percentil do DAP (cm) do ano de 2014 e das taxas de Incremento Periódico Anual (cm ano^{-1}). A densidade da madeira de cada espécie foi obtida no banco de dados “Global Wood Density Database” conforme Zanne et al. (2009) e foi utilizado o pacote “FactorMineR” para a análise (Lê et al., 2008) (Apêndice E).

2.2.4. Análise de dados

A seleção das variáveis que compõem os modelos foi realizada através das análises de correlação de Spearman e Análise de Componentes Principais, e para fazê-las foram incluídos os índices de competição e as variáveis de condição das árvores (quantidade de luz, colonização por lianas, qualidade e danos na copa e qualidade e danos no fuste) (Apêndice F).

Foram utilizados os dados das árvores registradas em 1993 que possuíam DAP superior à 25 cm e que sobreviveram até 2017, o que corresponde a 3.384 árvores. Inicialmente, a análise exploratória dos dados foi realizada e os outliers dos grupos funcionais e Incremento Periódico Anual em diâmetro (IPAdap) negativos foram excluídos, resultando em 10.084 observações (Apêndice G). Cada linha no banco de dados representava a observação de uma árvore num determinado ano de amostragem.

A abordagem da informação-teórica (Burnhan e Anderson, 2002) foi utilizada para a construção e seleção de modelos estatísticos que determinassem a influência dos fatores estudados no crescimento das árvores. Antes de iniciar a construção dos modelos foi necessário conhecer a natureza dos dados, ou seja, saber qual função de distribuição teórica a que os dados mais se assemelhavam e a partir disso, escolher o melhor tipo de modelo. Portanto, foram utilizados métodos de análises gráficas da distribuição observada e da distribuição dos resíduos de modelos lineares simples. O pacote estatístico ‘car’ e ‘descdist’ foi utilizado para conhecer a função de distribuição teórica que mais se aproxima dos dados observados de incremento diamétrico anual.

Devido ao excesso de observações com valor zero, que chega a 18% dos dados de incremento disponíveis, seguiu-se com a construção de modelos em duas partes (“Two-Part Models” ou mais especificamente, “Gamma Hurdle Models”) (Zuur et al. 2009). Primeiro modelou-se separadamente a probabilidade de crescimento (incremento em diâmetro). Fez-se isso utilizando a abordagem de Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM), com distribuição binomial da variável resposta e função de ligação logito para a primeira parte e GLMM com distribuição gamma da variável resposta com função de ligação log para a segunda parte. Ambos utilizando as variáveis selecionadas (tratamento, luminosidade da copa, colonização por lianas, danos na copa e índices de competição (Coba3 e Cdens3)) como efeitos fixos e a identificação individual (id) das árvores entre cada intervalo de tempo (ano) como efeitos aleatórios.

Foi realizada a seleção de modelos através do método Backward (Backward Selection Process), onde incorporou-se inicialmente todas as variáveis pré-selecionadas e foram retiradas uma de cada vez. Os critérios de ajuste dos modelos Critério de Informação de Akaike (AIC),

foram comparados e aquele com o menor valor de AIC foi selecionado (Burnham e Anderson, 2002).

Inicialmente, construímos modelos binomiais e gamma para todas as árvores (geral), e em seguida foram ajustados modelos para as árvores de cada grupo funcional separadamente. A soma dos valores de AIC dos modelos separados (grupos ecológicos) foi comparada ao valor de AIC do modelo geral e por ser menor indicou que a separação dos modelos para os grupos representa melhorias de ajuste em relação aos modelos gerais.

Os modelos selecionados foram avaliados conforme análises gráficas dos resíduos e variâncias observadas. Testes de razão de verossimilhança (Likelihood Ratio Tests) foram realizados para identificar a influência de cada variável preditora para a explicação da variação observada. As estimativas dos parâmetros dos modelos foram apresentadas em gráficos como razões de chance (hazard ratios) e taxas de incidência (incidence ratios) ($e^{\text{valor do coeficiente}}$) e também nas escalas de probabilidade de crescimento ($\text{Pr} > 0$) e incremento diamétrico anual (cm ano^{-1}), utilizando os intervalos de confiança a 95%. Também foram calculadas previsões gerais incorporando ambos modelos binomiais e gamma.

Foi utilizado o ambiente R v.3.2.2 (R Core Team, 2017) e os pacotes lme4 (Bates et al., 2015) e optimx (Nash e Varadhan, 2011) para ajustes dos modelos.

2.3. Resultados

2.3.1. Fatores ambientais e a probabilidade de crescimento das árvores

Primeiramente nós analisamos as árvores que apresentaram estagnação do crescimento (Incremento diamétrico = 0) nos diferentes intervalos e em maior porcentagem logo após a exploração de madeira. A porcentagem variou entre os anos, sendo maior (50,97%) no primeiro intervalo monitorado (1993-1994) e menor (3,74%) no intervalo de 2009-2014. Por essa razão foi incluído no modelo a binomial para sabermos a probabilidade de as árvores crescerem ou não com a influência dos fatores relacionados a condição das árvores e da vizinhança. Acredita-se que condições ambientais criadas pela exploração florestal tenham influenciado a estagnação do crescimento das árvores principalmente nos primeiros anos após as atividades florestais e mudanças climáticas possam estar influenciando o aumento da mortalidade nos últimos anos (Tabela 1; Apêndice H).

Tabela 1. Quantidade de indivíduos que não cresceram após a exploração florestal, sendo 1 o crescimento (Incremento diamétrico anual em $\text{cm ano}^{-1} > 0$) e 0 a estagnação do crescimento das árvores (Incremento diamétrico anual em $\text{cm ano}^{-1} = 0$)

Crescimento	Quantidade de árvores									
	1993-1994		2000-2003		2006-2009		2009-2014		2014-2017	
	nº	%	nº	%	nº	%	nº	%	nº	%
0	1604	50,97	268	8,54	255	8,62	116	3,74	398	19,96
1	1543	49,03	2869	91,46	2704	91,38	2986	96,26	1596	80,04

Entre os modelos selecionados, o que melhor descreveu a influência dos fatores na probabilidade de crescimento da floresta foi o nº 1 que possui o menor AIC e $\Delta\text{AIC}=0$ (Apêndice H). O modelo mostrou que a probabilidade de crescimento das árvores é explicada pelas técnicas de exploração escolhidas, a quantidade de luz incidente, a quantidade de lianas envoltas nas árvores, o nível de danos na copa causados pela exploração ou um eventual dano após a exploração e o período após a exploração (fator ano). Além desses fatores, os índices de competição multilateral considerando a densidade em 15 metros de raio (Cdens3), e a competição unilateral, considerando a área basal de competidores em raio de 15 metros (Codens3), também influenciaram o crescimento. A partir daqui os índices serão chamados de “Competição Multilateral por área basal” e “Competição Unilateral por densidade” para facilitar as discussões. Os testes de razão de verossimilhança, influência dos fatores e seus níveis na probabilidade do crescimento florestal podem ser encontrados no Apêndice H.

2.3.2. Fatores ambientais que influenciam o crescimento

O modelo que melhor descreve o crescimento das árvores nos anos que sucedem a exploração é o nº 1 (Tabela 2), o qual não se difere do modelo nº 2 e possui todos os fatores de condição das árvores e vizinhança por isso foi o escolhido. Assim como no modelo binomial sobre a probabilidade de crescimento, as técnicas de exploração influenciaram o crescimento das árvores, sendo a exploração convencional responsável por maiores taxas de crescimento após a colheita florestal, favorecendo principalmente o crescimento das espécies de crescimento rápido ou pioneiras. As árvores que receberam mais luz, as envoltas por menores quantidades de liana e com menos danos na copa, crescem mais. A competição multilateral por densidade contribui com maiores taxas de crescimento e a competição unilateral por área basal tem efeito negativo no crescimento. Os intervalos de tempo após a colheita florestal entraram como efeito aleatório no modelo e podem explicar a variação de crescimento nos anos (Tabela 4; Apêndice 4).

Tabela 2. Critério de Informação de Akaike para escolha do melhor modelo do crescimento das árvores na floresta. Os modelos foram GLMM com erros binomiais, em que K é o número de parâmetros estimados pelo modelo; AIC é o Critério de Informação de Akaike, $\Delta AIC = AIC$ de cada modelo menos o AIC do melhor modelo, sendo que para modelos selecionados o $\Delta AIC < 2$; w_i , são os pesos de Akaike mostrando o suporte relativo para cada modelo.

Modelos	df	AIC	ΔAIC	weights	Likelihood
1	14	-8554,38	1,263743	3,47e-01	5,32e-01
2	13	-8555,64	0	6,53e-01	1,00e+00
3	12	-8417,89	137,7456	8,01e-31	1,23e-30
4	10	-8381,37	174,2685	9,40e-39	1,44e-38
5	8	-8306,52	249,1239	5,23e-55	8,01e-55
6	6	-8216,13	339,5111	1,23e-74	1,89e-74
7	4	-8201,13	354,5048	6,84e-78	1,05e-77

Tabela 3. Testes de razão de verossimilhança para o modelo GAMMA (Modelo 1) mostrando que os fatores tratamento (trat), quantidade de luz (luz), lianas, dano na copa (dcopa), competição multilateral por densidade 15 metros ao redor das árvores (Cdens3) e competição unilateral por área basal 15 metros ao redor das árvores (Coba3) tiveram influência no crescimento florestal. Os modelos foram GLMM com erros binomiais e probabilidade de crescimento das árvores como variáveis resposta; influência dos fatores como variáveis preditoras fixas e o período após a exploração florestal (ano) como variável aleatória. “K” = número de parâmetros estimados pelo modelo; Log (Like), a log-verossimilhança do modelo, um indicador de ajuste; AIC = critério de informação de Akaike; $\Delta AIC = AIC$ do modelo sem cada fator - AIC do modelo completo, sendo os fatores com maior influência no crescimento aqueles com menor valor de ΔAIC , esse valor mostra quanto o fator contribui para explicar o crescimento das árvores; desviance é o erro da estimativa

	K	AIC	ΔAIC	logLik	Desvio	χ^2	P
Modelo completo	14	-8554,4	0	4291,2	-8582,4		
trat	12	-8547,9	6,5	4285,9	-8571,9	10,475	0,00531
luz	12	-8498,2	56,2	4261,1	-8522,2	60,16	0,00000
lianas	12	-8464,4	90	4244,2	-8488,4	93,989	0,00000
dcopa	12	-8518,2	36,2	4271,1	-8542,2	40,215	0,00000
Coba3	13	-8427,7	126,7	4226,8	-8453,7	128,7	0,00000
Cdens3	13	-8555,1	-0,7	4290,6	-8581,1	1,2315	0,26710

O tipo de técnica de exploração foi considerado um fator significativo para prever o crescimento florestal. As estimativas mostraram que as florestas que passaram por EC cresceram 13% a mais que florestas não exploradas e a área florestal que passou por EIR cresceu 4% a mais do que a área controle. Mostrando que a EC pode ser excelente para as espécies que na presença de distúrbios se desenvolvem. Deste modo, quando comparamos as duas formas de explorar recursos madeireiros, vimos que o crescimento é 9% maior na EC em relação à EIR (Figura4; Apêndice J).

A quantidade de luz incidente na copa das árvores também teve influência no crescimento. As árvores que receberam luz superior cresceram respectivamente 14% e 16% a mais do que árvores que captavam apenas luz difusa e luz parcial superior. Entretanto, o

crescimento das árvores de tiveram incidência de luz parcial não foi significativo ($z=-0,514$; $p=0,6069$) (Figura4; Apêndice J).

Árvores com muitas ou poucas lianas envoltas na copa e no fuste, cresceram respectivamente 24% e 14% menos que árvores sem lianas. Dessa forma, fica claro que qualquer nível de infestação por lianas pode ser muito prejudicial para o crescimento e recuperação florestal após o manejo (Figura4; Apêndice J).

Os danos causados às copas e troncos das árvores pelas atividades exploratórias também explicaram o crescimento florestal, sendo menor quanto maior o nível de danos. O incremento de árvores com poucos e muitos danos na copa foi respectivamente, 13% e 23% inferior ao incremento de árvores sem danos na copa (Figura 4; Apêndice J).

A competição multilateral por densidade não teve efeito no crescimento. Entretanto, a competição unilateral por área basal influenciou negativamente, sendo a taxa de crescimento 33% menor para árvores que tinham muitos vizinhos dominantes no raio de 15 metros (Figura4; Apêndice J).

Após a exploração as taxas de crescimento da floresta aumentaram. Nota-se que no intervalo de 1993-1994 e 2000-2003 as árvores tiveram taxa de crescimento maior do que nos outros anos (Tabela 4).

Figura 4. Fatores que influenciam o crescimento das árvores (cm.ano⁻¹). Os diferentes fatores e seus níveis são: (A) Tipo de exploração: 1 - Floresta não explorada, 2 - exploração convencional, 3 - exploração de impacto reduzido; (B) Quantidade de luz incidente: 1- Luz superior total, 2 - Alguma luz superior, 3 - Somente luz difusa; (C) Quantidade de cobertura de lianas nas árvores: 1 - sem lianas, 2 - pouca liana, 3 - muita liana; (D) Quantidade de danos na copa: 1 - Sem danos, 2 - Pouco dano, 3 - Muito dano; (E) Competição multilateral considerando a densidade competidores no raio de 15 metros de cada árvore avaliada e relação com a taxa de crescimento (cm.ano⁻¹); (F) Competição unilateral considerando área basal de competidores no raio de 20 metros.

2.3.3. Crescimento dos grupos funcionais após a exploração florestal

Ao analisar a influência dos fatores em cada um dos grupos funcionais, vimos que a soma do AIC dos modelos que descrevem a probabilidade de crescimento dos grupos funcionais (AICGF=7745,737) é menor do que o AIC do modelo geral (AICmodg1=7826,929). Dessa forma, precisamos ter um modelo binomial para cada grupo funcional devido as probabilidades

de crescimento serem diferentes (Apêndice J). O tipo de exploração, quantidade de luz, lianas, danos na árvore, competição unilateral por área basal e o tempo após a exploração explicaram a probabilidade de crescimento nos grupos funcionais de crescimento lento dossel médio e inferior e crescimento médio e dossel superior. Entretanto, a probabilidade de crescimento do grupo das pioneiras não é influenciada pelos fatores de condição das árvores e vizinhança apresentados acima, sendo o tempo após a exploração o único que explica a probabilidade de crescimento das espécies desse grupo funcional (Tabela 4).

O mesmo acontece para o modelo que descreve o crescimento, onde a soma dos AICs ($AICGF = -8945,083$) é menor que o AIC do modelo geral ($AICGF = -8554,375$). Então, a seguir explicamos a influência dos fatores no crescimento de cada grupo funcional (um modelo gamma para cada grupo funcional) e a diferença entre os grupos (Apêndice J).

O crescimento dos grupos funcionais na EIR não foi significativo. A exploração convencional favoreceu o crescimento das espécies de crescimento lento e dossel médio e espécies de crescimento lento e dossel inferior que foram 13% e 6% respectivamente maior quando comparado a floresta que passou por exploração de baixo impacto. Entretanto, espécies de crescimento médio e dossel superior e espécies de crescimento rápido ou pioneiras não tiveram o crescimento estimulado pela EC (Figura 5; Apêndice J).

Sob influência de luz superior total, o crescimento das espécies é maior do que aquelas submetidas a pouca luz superior ou apenas luz difusa. As espécies de crescimento rápido ou pioneiras e as de crescimento lento e dossel médio quando submetidas a luz superior total cresceram respectivamente 15% e 10% mais do que as que receberam pouca luz superior. Entretanto, as espécies de crescimento lento e dossel inferior e as de crescimento médio e dossel superior tiveram influência negativa no incremento quando receberam pouca luz, com taxas de crescimento 11% e 17% respectivamente menores em relação as que receberam luz superior total (Figura 5; Apêndice J).

As lianas têm influência negativa no crescimento das árvores, independentemente do nível de infestação. Espécies de crescimento lento e dossel médio, crescimento lento e dossel inferior e crescimento médio e dossel superior com alto nível de lianas cresceram 15%, 33% e 24% respectivamente menos do que árvores sem lianas. As espécies de crescimento rápido tiveram o crescimento influenciado negativamente com presença de lianas, cresceram cerca de 15% menos que árvores sem lianas (Figura 5; Apêndice J).

Ao analisar os índices de competição, observou-se que o aumento da competição multilateral por densidade ao redor das espécies, nos grupos funcionais, não teve influência no crescimento (Figura 5). Entretanto, quanto maior a competição unilateral por área basal ao redor

das espécies dos grupos funcionais, menor o crescimento. Nesse caso, as espécies do grupo de crescimento lento e dossel médio foram as que apresentaram maior redução das taxas de crescimento devido ao aumento da área basal de árvores dominantes, cerca de 30% menos. As de crescimento rápido, crescimento lento dossel inferior e crescimento médio dossel inferior apresentaram taxas de crescimento respectivamente 27%, 24% e 22% menor com a presença de competidores dominantes (Figura 5; Apêndice J).

Os danos causados nas copas das árvores devido à exploração florestal ou danos eventuais no período monitorado, tiveram influência negativa independentemente do nível e do grupo funcional. Mas as espécies de crescimento lento e dossel inferior e crescimento rápido foram as mais prejudicadas, diminuindo suas taxas de crescimento em 28% e 50% respectivamente quando suas copas sofreram muitos danos (Figura 5; Apêndice J).

Figura 5. Coeficientes polinomiais ortogonais para o modelo que prevê as taxas de crescimento das árvores em função da EC, EIR, floresta não explorada (controle) e fatores como quantidade de luz (luz), quantidade de lianas (lianas), níveis de danos na copa (danos), competição multilateral por densidade (densidade de vizinhos) e competição unilateral por área basal (área basal dos vizinhos dominantes) quinze metros ao redor das árvores de interesse. Os gráficos acima representam a influência desses fatores no crescimento da floresta e dos grupos funcionais.

Os fatores luz, lianas, danos na copa e competição unilateral por área basal que mostraram influência no crescimento, também tiveram efeito do período após a exploração (tempo) em que foram observadas. Logo após a exploração, em 1993-1994, o crescimento das

árvores foi máximo (37,9%) e com o passar dos anos houve redução dessas taxas, chegando a taxas mínimas (-10,4%) em 2014-2017 (Apêndice K).

Nos anos que sucederam a exploração florestal observamos que a taxa de crescimento entre os grupos funcionais também mudou (Tabela 4). No ano de 1993 para 1994 o crescimento foi positivo e nos grupos funcionais de crescimento lento e dossel médio e inferior foi ainda maior, sendo respectivamente 34% e 41% superior crescimento médio. Com o passar dos anos, no intervalo de 2000 para 2003, apenas as espécies pioneiras tiveram aumento da taxa de crescimento, os demais grupos apresentaram redução das taxas. Após 13 anos da extração de madeira, nota-se que as taxas de crescimento diminuíram em todos os grupos funcionais, sendo menores que o crescimento médio dos vinte e quatro anos (Tabela 4).

Tabela 4. Modelos gamma para floresta e grupo funcional mostrando o efeito aleatório do período após a exploração (anos) no crescimento. Valores em porcentagem representam a variação do crescimento em cada intervalo em relação ao crescimento médio.

Intervalos após manejo	Floresta	Grupo funcional			
		Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4
1993-1994	37,9	34,0	40,8	16,8	28,0
2000-2003	17,8	16,4	22,1	5,1	29,5
2006-2009	1,7	3,5	-4,00	0,3	-2,90
2009-2014	1,7	3,4	-2,20	3,8	-16,90
2014-2017	-10,4	-12,8	-16,3	-5	-11,7

2.4. Discussão

Os resultados mostram que o crescimento é maior na EC e isso acontece porque espécies que gostam de distúrbio, normalmente iniciais e pioneiras, podem se desenvolver mais nas condições formadas por esse tipo de exploração, mas um estudo sobre o crescimento florestal e recuperação do estoque após a exploração na mesma área mostrou que na EIR a recuperação florestal pode ser mais rápida (Vidal et al., 2016). Entretanto, apesar das taxas de crescimento serem maiores na exploração de impacto reduzido, elas têm sido baixas para garantir a produção sustentável de madeira nos ciclo de corte usados atualmente e para algumas espécies tratamentos silviculturais que se aproximem as condições deixadas pela EC pode resultar em recuperação mais rápida (Zarin et al., 2007; Valle et al., 2007; Macpherson et al., 2010). Desse modo, é importante entender de que forma os fatores relacionados à condição das árvores e da vizinhança podem contribuir para o crescimento da floresta após a colheita florestal em nossa região de estudo, visto que tratamentos silviculturais após ações de exploração florestal, tem mostrado eficácia no aumento das taxas de crescimento florestais (Wadsworth e Zweede, 2006; Peña-Claros et al., 2008a; Petrokofsky et al., 2015; Swinfield et al., 2016).

2.4.1. Que fatores de condição das árvores e vizinhança podem afetar o crescimento da floresta e grupos funcionais?

2.4.1.1. Exploração convencional versus exploração de impacto reduzido

O primeiro questionamento acerca dos resultados é saber por que na exploração convencional a probabilidade de crescimento e o crescimento é maior. Então é necessário entender primeiro a diferença entre probabilidade de crescimento e crescimento de árvores nesse trabalho. Para crescer é preciso que as árvores saiam da inércia e depois disso aumentem o diâmetro, sendo então, dois eventos diferentes dentro do processo de crescimento. É por isso que foi realizada a modelagem em duas partes, o modelo binomial que diz sobre a probabilidade de crescimento e explica a alta mortalidade logo após a exploração, e o modelo Gamma que mostra o crescimento da floresta.

Sabe-se que os impactos e aberturas no dossel são maiores no EC e isso pode ser excelente para as espécies que demandam mais luz para crescer (Pinard et al., 2000; de Avila et al. 2017). A regeneração florestal após a exploração convencional intensiva começa essencialmente na fase de estruturação da floresta, que é caracterizada pela colonização e estabelecimento de espécies pioneiras de crescimento rápido, o que explica a probabilidade de crescimento ser maior na EC, mostrando que menos árvores nesse tipo de exploração ficam com o crescimento estagnado. Entretanto essas espécies iniciais morrem primeiro no processo de sucessão florestal. Espécies de crescimento lento também podem aproveitar a maior incidência de luz e crescer mais do que na EIR, mas muitas delas podem morrer depois de algum tempo. Na EIR o número de indivíduos que apresentam estagnação do crescimento é maior porque os danos são menores e consequentemente a entrada de luz que estimula o crescimento é menor. Além disso, o fato da exploração feita na área não ter sido típica, ou seja, ciclo de corte não determinado e entrada na área de exploração várias vezes durante os vinte e quatro anos para extração de madeira, pode ter contribuído para menor impacto da área e consequentemente uma recuperação do estoque de madeira mais acelerada para algumas espécies.

Por outro lado, a regeneração após extração de baixo impacto apresenta uma dinâmica sucessional semelhante à observada em clareiras grandes de florestas intactas, com crescimento acelerado de árvores remanescentes adultas e jovens e relativamente pouca colonização de espécies pioneiras (Chazdon, 2014). Dessa forma, quando analisado o crescimento por um longo período após a exploração, sabe-se que a EIR é responsável por conservar a estrutura da floresta e resulta em menor mortalidade já que a integridade das árvores é mantida. E isso garante a recuperação do volume de madeira depois de algumas décadas como mostra o capítulo 4 desta

tese (Dauber et al., 2005; Gardingen et al., 2006). Nas áreas manejadas com técnicas de baixo impacto, o crescimento é menor devido a competição com uma grande quantidade de árvores remanescentes, o que não acontece na EC em que algumas árvores são favorecidas pelo desbaste, queda ou danos da vizinhança.

O crescimento florestal na EC é 8% maior que na EIR (Figura 4), mas estudos como o de Feldpausch et al. (2005); Valle et al. (2007); Macpherson et al. (2010); West et al. (2014); Vidal et al., (2016) confirmam as evidências citadas acima de que a EIR pode assegurar os estoques de carbono e promover a extração legal de madeira, garantindo potencial de recuperação pós-exploração florestal, e consequentemente a conservação de espécies madeireiras.

Observou-se também que a EC contribui com maiores taxas de crescimento em grupos funcionais de crescimento lento quando comparado a EIR e floresta não manejada (Figura 4). Para algumas espécies, o distúrbio da colheita florestal pode ser favorável para o crescimento (Fredericksen e Putz, 2003), sendo alguns grupos funcionais privilegiados com maiores taxas de crescimento na EC (Macpherson et al., 2010). Entretanto, há outras espécies que ao estar em área florestal perturbada pela colheita de madeira podem ter o crescimento ou recuperação prejudicada, principalmente se combinada a pressão da exploração de árvores de alto valor na região amazônica (Schulze et al., 2008). O crescimento dessas espécies preocupa, pois elas possuem alto valor comercial e podem não recuperar o volume no período de ciclo de corte (Sebbenn et al., 2008; Free et al., 2014).

2.4.1.2. Competição por recursos

Concordando com a nossa hipótese, a luz incidente nas árvores teve um efeito positivo nas estimativas de crescimento florestal. As espécies maximizam a produção vegetal em altas quantidades de luz (Rees, 2001) e crescem mais rapidamente à medida que aumenta a exposição da copa da árvore à luz (Peña-Claros et al., 2008a; Vatrás et al., 2016).

Os padrões de crescimento nos grupos funcionais mostram que espécies de crescimento lento têm aumento das taxas de crescimento quando recebem luz superior total (van den Berg et al., 2012). Entretanto, a presença de pouca luz não tem influência no crescimento dos grupos funcionais.

Quanto maior o nível de lianas nas árvores, maior influência negativa nas taxas de crescimento das espécies. Além disso, as espécies de crescimento lento e médio têm menores taxas de crescimento principalmente em altos níveis de lianas, concordando com Visser et al. (2018). Estes autores mostraram que em qualquer um dos grupos funcionais a presença de lianas

pode ter um efeito negativo e prejudicial ao desenvolvimento das árvores, em que as espécies de crescimento lento resistem menos a qualquer nível de competição. Nesse contexto, sabe-se que as lianas competem por água e luz, levando a escassez desses recursos (Obin et al., 2012; Wright et al., 2015), podendo deter a sucessão (Tymen et al., 2016b) e comprometendo até mesmo a reprodução das árvores (Kainer et al., 2014; Bertwell et al., 2018). Dessa forma, o corte de lianas e liberação da copa das árvores pode favorecer o crescimento da floresta (César et al., 2016) e se executado antes da exploração, os níveis de lianas são reduzidos, favorecendo o crescimento e a recuperação florestal (Alvira et al., 2004). Vale lembrar que o corte generalizado de trepadeiras pode prejudicar o valor de conservação devido à falta de estudos sobre o manejo adequado para cada espécie de trepadeira (Gerwing, 2006).

2.4.1.3. Existe relação de competição entre árvores vizinhas?

A competição unilateral por área basal (indivíduos maiores) tem efeito negativo no crescimento florestal e está relacionado à ausência de diferenças intraespecíficas ou interespecíficas, pois são indivíduos arbóreos com distribuição vertical, tamanho e formas das copas muito parecidos impossibilitando a ocupação e absorção de luz, ou seja, elas começam à competir por espaço e recursos (Forrester e Bauhus, 2016). No solo esse tipo de competição também pode acontecer quando exploram as mesmas camadas do solo que outras árvores do mesmo tamanho (Rothe e Binkley, 2001; Neumann e Gardon, 2012). Entretanto, pode haver casos em que algumas espécies, que exploram camadas do subsolo por exemplo, podem ser verdadeiras “bombas de nutrientes e água” para espécies de raízes mais rasas. Os grupos funcionais não apresentaram grandes diferenças no crescimento quando submetidos a competição unilateral por área basal, visto que esses efeitos complementares ou competitivos envolvem muitas espécies e processos e a influência acaba sendo semelhante entre os grupos (Figura 5).

2.4.1.4. Exploração florestal e danos na copa das árvores

A probabilidade de crescimento e o próprio crescimento das árvores após a exploração florestal foi menor quanto mais intenso os danos nas copas das árvores, visto que árvores não danificadas têm chance de crescimento aumentada de 13 a 23% maior do que árvores com pouca e muito dano respectivamente (Figura 4). Shenkin et al. (2015) confirmaram esse resultado ao verificarem que às árvores danificadas crescem mais lentamente e estão mais vulneráveis a

mortalidade por uma série de razões. Por mais que danos no fuste dessas árvores não tenham sido um fator importante para explicar o crescimento, este fato, aliado a danos nos troncos, galhos e raízes podem tornar os indivíduos suscetíveis à infecção por microrganismos patógenos e saprófitos que levam à degradação dos tecidos, e se não forem compartimentalizados, podem deixar as árvores vulneráveis à quebra ou matá-las (Shigo, 1984).

Em vista disso, um processo ecológico importante que normalmente não é considerado, são as respostas dessas árvores aos danos causados pela exploração madeireira, que afeta de 2 a 5% de todas as árvores tropicais existentes (Bicknell et al., 2015; Shenkin et al. 2015). Analisando os grupos funcionais, nota-se que altos níveis de danos na copa das árvores podem prejudicar significativamente todas as espécies (Figura 4; Figura 5).

As taxas de crescimento das espécies de crescimento lento e médio são maiores que das espécies do grupo de pioneiras, mostrando que a alta densidade da madeira pode ajudar no processo de compartimentação de injúrias e prováveis ataques de patógenos, visto que quanto maior a densidade da madeira mais facilidade nesse processo de compartimentação (Romero e Bolker, 2008; Shenkin et al. 2015). A capacidade dos galhos das árvores de recuperarem de danos é fundamental para manter as taxas de crescimento e pode explicar a distribuição de espécies ao longo dos regimes de perturbação florestal. Sabe-se também que algumas características de resposta a danos são restritas filogeneticamente enquanto outras respondem à pressões ecológicas, sugerindo que as respostas de dano integram mecanismos que operam em vários níveis dentro das plantas (Romero et al., 2009). Portanto, parece razoável fazer previsões sobre a alocação para a defesa desses indivíduos contra injúrias em função da taxa de crescimento, isto é, quanto maior a taxa de crescimento, menor a alocação para a defesa e vice-versa (Coley et al., 1985).

Pinard, Barker e Tay (2000) e Medjibe et al. (2011) mostraram que em uma floresta manejada no Gabão, muitas árvores sofrem danos severos na copa no momento da colheita e arraste de árvores, e esse efeito está diretamente ligado ao tamanho do fuste e copa, a densidade do fuste, abundância de lianas conectando a copa das árvores, porcentagem de trilhas de arraste, danos ao solo florestal e manobras de máquinas que afetaram aproximadamente 2,8% da superfície do solo, durante a colheita de 0,82 árvores ha⁻¹. Porém, é importante lembrar que esses valores podem variar conforme a intensidade de colheita (Mazzei et al., 2010). Portanto, o planejamento presente na EIR é importante para posicionar adequadamente as estradas, diminuir o trabalho de máquinas pesadas, fazer o corte de lianas, bem como, o corte direcional, sendo essas etapas cruciais para diminuir os impactos sobre as árvores remanescentes e evitar a queda das taxas de crescimento e o aumento da mortalidade florestal.

2.4.1.5. Mudança das taxas de crescimento após a exploração

Após a exploração florestal houve aumento das taxas médias de crescimento e elas voltaram a se normalizar 13 anos após as atividades de exploração. Entretanto, esse aumento das taxas de crescimento após a exploração, é indicativo de que as espécies na floresta, principalmente as pioneiras, aproveitam o ambiente com muita luz adequado para o crescimento (Figueira et al., 2008). Dessa maneira, colheitas de alta intensidade promovem principalmente o recrutamento e o crescimento de espécies pioneiras de vida longa (de Avila et al., 2017). Como exemplo, pesquisas com EIR que têm mostrado a dimensão dos impactos das trilhas de arraste nas florestas tropicais. No sul da República Centro-Africana, por exemplo, a colheita de 3,7 árvores ha⁻¹ resulta em 7,4% da área em trilhas (Durrieu de Madron et al., 2000), sendo considerado alta para a intensidade de corte quando comparado à Amazônia Oriental, em que a colheita de 6 árvores ha⁻¹ as trilhas de arraste ocuparam 7% da área (Sist e Ferreira, 2007). Dessa forma, vemos que as aberturas das trilhas ocorrem conforme a intensidade de corte, técnicas empregadas e a realidade da colheita em cada região tropical e contribuem para o aumento das taxas de crescimento alguns anos após a exploração.

Os principais responsáveis por aumentar essa taxa de crescimento florestal nos primeiros anos após a colheita, são as aberturas de trilhas, aberturas no dossel causadas pela colheita e a diminuição da competição acima e abaixo do solo (Toledo et al., 2011; Ruslandi et al., 2012). Nesse sentido, a diminuição ou aumento das taxas de crescimento em determinado período após a exploração florestal, são determinadas pelas condições do ambiente em que as espécies estão.

Sabendo-se que as taxas de crescimento de todas espécies aumenta após a exploração florestal, e que 13 anos depois da extração elas voltam a crescer mais lentamente, inclusive aquelas com potencial econômico, tem-se um indício de que tratamentos silviculturais específicos à condição das áreas florestais devem ser implementados. Isso fica bem claro no Apêndice K, onde observa-se que durante doze anos após a exploração florestal, a alta quantidade de luz, menores níveis de lianas nas árvores, menores índices de danos nas copas e diminuição da área basal de grandes competidores podem contribuir para taxas de crescimento maiores. Entretanto, após esse período de 13 anos, os níveis ótimos dos fatores mostrados acima já não são o suficiente para manter altas taxas de crescimento, indicando que uma intervenção silvicultural com maior intensidade pode ser interessante para que as taxas de crescimento sejam mantidas.

2.4.2. Implicações para o manejo florestal

As atividades de manejo florestal devem considerar, além do tipo de exploração, as condições em se encontram as árvores e a vizinhança para descrever das espécies e grupos funcionais. Desse modo, entende-se que as práticas de manejo e intervenções silviculturais podem beneficiar o crescimento das árvores, pois os efeitos de fatores específicos são detectados em florestas manejadas mesmo após vinte e quatro anos.

Apesar do maior crescimento das árvores na EC encontrado neste trabalho, quando eu considero o crescimento total de madeira nos vinte quatro anos a EIR é maior e mais indicada (Pinard et al., 2000; de Avila et al. 2017). Quando analisado o crescimento por um longo período após a exploração, sabe-se que a EIR é responsável por conservar a estrutura da floresta e resulta em menor mortalidade já que a integridade das árvores é mantida. E isso garante a recuperação do volume de madeira para algumas espécies depois de algumas décadas como mostra o capítulo 4 desta tese (Dauber et al., 2005; Gardingen et al., 2006; Chazdon, 2014).

A taxa de crescimento da floresta doze anos após a exploração diminuiu e isso acontece quando consideramos o efeito de cada fator estudado (tipo da exploração, luz, lianas, danos e índice de competição), assim como os diferentes grupos funcionais (Figueira et al., 2008). Por exemplo, uma árvore que recebe maiores quantidades de luz tem um crescimento maior, principalmente logo após a exploração florestal, onde a taxa de crescimento é maior do que dezesseis anos após a exploração. Esse resultado se repete para os outros fatores analisados, mostrando que são necessárias intervenções silviculturais quando as taxas de crescimento diminuem. Esses tratamentos visam contribuir com o aumento das taxas de crescimento das espécies de maior valor econômico que compõem o estoque após a primeira colheita, acelerar o processo de recuperação e podem evitar que essas espécies sejam substituídas por outras (Putz et al., 2012; Duah-Gyamfi et al., 2014).

Os danos na floresta oriundos da colheita devem ser mantidos a níveis baixos para que as taxas de crescimento não diminuam e isso é possível se técnicas de baixo impacto forem usadas (Medjibe et al., 2011). Árvores que possuem qualquer quantidade de lianas envoltas no tronco e copa devem ganhar atenção especial, visto que lianas tem grande influência no crescimento, principalmente em espécies de crescimento lento e médio (Visser et al., 2018). Desse modo é recomendável o manejo das lianas assim que as taxas de crescimento das árvores começarem a diminuir, no caso do presente estudo, doze anos após a exploração.

A luz também é um fator importante para estimular o crescimento das árvores. Dessa forma deve-se manejar a floresta para aumentar as aberturas no dossel e consequentemente a incidência de luz nas árvores (Peña-Claros et al., 2008a; Vatrás et al., 2016). Porém, por meio de

outros estudos ainda é necessário entender como e com que intensidade esse manejo deve ser feito.

Além disso, precisa-se entender melhor como acontece a competição unilateral, ou seja, quem são os indivíduos que competem e que reduzem em 33% o incremento das árvores.

2.5. Conclusão

Conclui-se que após a EC a taxa de crescimento florestal é maior, mas quando considero o crescimento total de madeira nos vinte quatro anos a EIR é mais indicada por conservar a estrutura da floresta e resultar em menor mortalidade.

Os fatores de condição das árvores e vizinhança também podem influenciar o crescimento florestal e de grupos funcionais. O aumento dos níveis de lianas, danos na copa e competição unilateral considerando a densidade de indivíduos influenciam negativamente o crescimento florestal. No entanto, quanto maior o nível de luz, maiores são as taxas de crescimento das árvores.

Os grupos funcionais respondem com taxas de crescimento diferentes quando submetidos aos fatores de condição das árvores e vizinhança. Além disso, há aumento significativo das taxas de crescimento após a colheita florestal, mostrando que as espécies aproveitam o ambiente com muita luz para crescer.

Estudar a dinâmica florestal após ações de exploração florestal é muito importante para entender o comportamento das espécies florestais e poder recomendar tratamentos silviculturais mais específicos para favorecer o crescimento das espécies tropicais.

REFERÊNCIAS

- Alvira, D., Putz, F.E., Fredericksen, T.S., 2004. Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland forest in Bolivia. *Forest Ecology and Management* 190, 73–86.
- Barreto, P., Amaral, P., Vidal, E., Uhl, C., 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108, 9–26.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. *Journal of statistical software* 67, 1–48.
- Bertwell, T.D., Kainer, K.A., Cropper, W.P., Staudhammer, C.L., de Oliveira Wadt, L.H., 2018. Are Brazil nut populations threatened by fruit harvest? *Biotropica* 50, 50–59.
- Bicknell, J.E., Struebig, M.J., Davies, Z.G., 2015. Reconciling timber extraction with biodiversity conservation in tropical forests using reduced-impact logging. *Journal of Applied Ecology* 52, 379–388.

- Brancalion, P.H.S., de Almeida, D.R.A., Vidal, E., Molin, P.G., Sontag, V.E., Souza, S.E.X.F., Schulze, M.D., 2018. Fake legal logging in the Brazilian Amazon. *Science Advances* 4, eaat1192.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach. 2nd ed., New York: Springer-Verlag, 515p.
- César, R.G., Holl, K.D., Girão, V.J., Mello, F.N.A., Vidal, E., Alves, M.C., Brancalion, P.H.S., 2016. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. *Biological Conservation* 201, 309–313.
- Chave, J., Muller-landau, H.C., Baker, T.R., Easdale, T.A., Webb, C.O., 2006. Regional and Phylogenetic Variation of Wood Density across 2456 Neotropical Tree Species Hans ter Steege and Campbell O . Webb Published by : Wiley Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/40061964> Accessed : 19-04-2016 18 : 42 UTC Your use of the JSTOR a. *Ecological Applications* 16, 2356–2367.
- Chazdon, R.L., 2014. Forest Regeneration following Selective Logging and Land-Use Synergisms, in: *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. Chicago, p. 472.
- Cole, L.E.S., Bhagwat, S.A., Willis, K.J., 2014. Recovery and resilience of tropical forests after disturbance. *Nature communications* 5, p. 1-7.
- Coley, P.D., Bryant, J.P., Chapin, F.S., 1985. Resource Availability and Plant Antiherbivore Defense. *Science* 230, 895–900.
- Dauber, E., Fredericksen, T.S., Peña, M., 2005. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management* 214, 294–304.
- de Avila, A.L., Ruschel, A.R., de Carvalho, J.O.P., Mazzei, L., Silva, J.N.M., Lopes, J. do C., Araujo, M.M., Dormann, C.F., Bauhus, J., 2015. Medium-term dynamics of tree species composition in response to silvicultural intervention intensities in a tropical rain forest. *Biological Conservation* 191, 577–586.
- de Avila, A.L., Schwartz, G., Ruschel, A.R., Lopes, J. do C., Silva, J.N.M., Carvalho, J.O.P. de, Dormann, C.F., Mazzei, L., Soares, M.H.M., Bauhus, J., 2017. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management* 385, 225–235.
- Dionisio, L.F.S., Schwartz, G., Mazzei, L., Lopes, J. do C., Santos, G.G.A. dos, Oliveira, F. de A., 2017. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 401, 1–7.
- Duah-Gyamfi, A., Kyereh, B., Adam, K.A., Agyeman, V.K., Swaine, M.D., 2014. Natural Regeneration Dynamics of Tree Seedlings on Skid Trails and Tree Gaps Following Selective Logging in a Tropical Moist Semi-Deciduous Forest in Ghana. *Open Journal of Forestry* 04, 49–57.
- Durrieu de Madron, L., Fontez, B., Dipapoundji, B., 2000. Logging and skidding damage in relation to logging intensity in dense moist tropical forest in central Africa. *Bois et forêts des Tropiques* 264, 57–60.
- Edwards, D.P., Tobias, J.A., Sheil, D., Meijaard, E., Laurance, W.F., 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 29, 511–520.
- Eroğlu, H., Sariyildiz, T., Küçük, M., Sancal, E., 2016. The effects of different logging techniques on the physical and chemical characteristics of forest soil. *Baltic Forestry* 22, 139–147.
- Feldpausch, T.R., Jirka, S., Passos, C.A.M., Jasper, F., Riha, S.J., 2005. When big trees fall: Damage and carbon export by reduced impact logging in southern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 219, 199–215.
- Figueira, A.M. e S., Miller, S.D., de Sousa, C.A.D., Menton, M.C., Maia, A.R., da Rocha, H.R., Goulden, M.L., 2008. Effects of selective logging on tropical forest tree growth. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 113, G00B05.

- Forrester, D.I., Bauhus, J., 2016. A Review of Processes Behind Diversity—Productivity Relationships in Forests. *Current Forestry Reports* 2, 45–61.
- Fredericksen, T.S., Putz, F.E., 2003. Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodiversity and Conservation* 12, 1445–1453.
- Free, C.M., Matthew Landis, R., Grogan, J., Schulze, M.D., Lentini, M., Dünisch, O., 2014. Management implications of long-term tree growth and mortality rates: A modeling study of big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 330, 46–54.
- Gardingen, P.R. Van, Valle, D., Thompson, I., 2006. Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajós National Forest, Brazil. *Forest Ecology and Management* 231, 184–195.
- Gerwing, J.J., 2006. The influence of reproductive traits on liana abundance 10 years after conventional and reduced-impacts logging in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 221, 83–90.
- Grogan, J., Landis, R.M., Free, C.M., Schulze, M.D., Lentini, M., Ashton, M.S., 2014. Big-leaf mahogany *Swietenia macrophylla* population dynamics and implications for sustainable management. *Journal of Applied Ecology* 51, 664–674.
- Husson, F., Josse, J., Pagès, J., 2010. Principal component methods - hierarchical clustering - partitional clustering: why would we need to choose for visualizing data? Technical Report 1–17.
- IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. 2ed. revista e atualizada. Rio de Janeiro, 2012. 274p.
- Imai, N., Seino, T., Aiba, S., Takyu, M., Titin, J., Kitayama, K., 2012. Effects of selective logging on tree species diversity and composition of Bornean tropical rain forests at different spatial scales. *Plant Ecology* 213, 1413–1424.
- IMAZON (2010). Pereira, D.; Santos, D.; Vedoveto, M.; Guimarães, J.; Veríssimo, A. Fatos Florestais na Amazônia. Belém, Pará. Disponível em: <http://www.fundovale.org/wp-content/uploads/2016/04/Imazon_fatos-florestais-da-amazonia-2010.pdf>. Acesso em: 20 de mai. 2017.
- Johns, J.S., Barreto, P., Uhl, C., 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89, 59–77.
- Kainer, K.A., Wadt, L.H.O., Staudhammer, C.L., 2014. Testing a silvicultural recommendation: Brazil nut responses 10 years after liana cutting. *Journal of Applied Ecology* 51, 655–663.
- Keefe, K., Schulze, M.D., Pinheiro, C., Zweede, J.C., Zarin, D., 2009. Enrichment planting as a silvicultural option in the eastern Amazon: Case study of Fazenda Cauaxi. *Forest Ecology and Management* 258, 1950–1959.
- Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. *FactoMineR*: An R Package for Multivariate Analysis. *J. of Statistical Software* 25, 1–18.
- Macpherson, A.J., Carter, D.R., Schulze, M.D., Vidal, E., Lentini, M.W., 2012. The sustainability of timber production from Eastern Amazonian forests. *Land Use Policy* 29, 339–350.
- Macpherson, A.J., Schulze, M.D., Carter, D.R., Vidal, E., 2010. Forest Ecology and Management A Model for comparing reduced impact logging with conventional logging for an Eastern Amazonian Forest. *Forest Ecology and Management* 260, 2002–2011.
- Mazzei, L., Sist, P., Ruschel, A., Putz, F.E., Marco, P., Pena, W., Ferreira, J.E.R., 2010. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 259, 367–373.
- Medjibe, V.P., Putz, F.E., 2012. Cost comparisons of reduced-impact and conventional logging in the tropics. *Journal of Forest Economics* 18, 242–256.

- Medjibe, V.P., Putz, F.E., Starkey, M.P., Ndouna, A.A., Memiaghe, H.R.H.R., 2011. Forest Ecology and Management Impacts of selective logging on above-ground forest biomass in the Monts de Cristal in Gabon. *Forest Ecology and Management* 262, 1799–1806.
- Moravie, M.-A., Durand, M., Houllier, F., 1999. Ecological meaning and predictive ability of social status, vigour and competition indices in a tropical rain forest (India). *Forest Ecology and Management* 117, 221–240.
- Nash, J.C., Varadhan, R., 2011. Unifying Optimization Algorithms to Aid Software System Users: *optimx* for R. *Journal of Statistical Software* 43.
- Navarro-Cerrillo, R.M., Griffith, D.M., Ramírez-Soria, M.J., Pariona, W., Golicher, D., Palacios, G., 2011. Enrichment of big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in logging gaps in Bolivia: The effects of planting method and silvicultural treatments on long-term seedling survival and growth. *Forest Ecology and Management* 262, 2271–2280.
- Neumann, R.B., Gardon, Z.G., 2012. The magnitude of hydraulic redistribution by plant roots: a review and synthesis of empirical and modeling studies. *New Phytologist* 194, 337–352.
- Obin, M.I.F.T., Right, A.L.J.W., Angan, S.C.A.M., Al, T.E.T., 2012. Lianas have a greater competitive effect than trees of similar biomass on tropical canopy trees. *Ecosphere* 3, 1–11.
- Ouédraogo, D.-Y., Beina, D., Picard, N., Mortier, F., Baya, F., Gourlet-Fleury, S., 2011. Thinning after selective logging facilitates floristic composition recovery in a tropical rain forest of Central Africa. *Forest Ecology and Management* 262, 2176–2186.
- Panisset, J.S., Libonati, R., Gouveia, C.M.P., Machado-Silva, F., França, D.A., França, J.R.A., Peres, L.F., 2018. Contrasting patterns of the extreme drought episodes of 2005, 2010 and 2015 in the Amazon Basin. *International Journal of Climatology* 38, 1096–1104.
- Peña-Claros, M., Fredericksen, T.S.S., Alarcón, A., Blate, G.M.M., Choque, U., Leño, C., Licona, J.C.C., Mostacedo, B., Pariona, W., Villegas, Z., Putz, F.E.E., 2008a. Beyond reduced-impact logging: Silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. *Forest Ecology and Management* 256, 1458–1467.
- Peña-Claros, M., Peters, E.M.M., Justiniano, M.J.J., Bongers, F., Blate, G.M.M., Fredericksen, T.S.S., Putz, F.E.E., 2008b. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. *Forest Ecology and Management* 255, 1283–1293.
- Petrokofsky, G., Sist, P., Blanc, L., Doucet, J.L., Finegan, B., Gourlet-Fleury, S., Healey, J.R., Livoreil, B., Nasi, R., Peña-Claros, M., Putz, F.E., Zhou, W., 2015. Comparative effectiveness of silvicultural interventions for increasing timber production and sustaining conservation values in natural tropical production forests. A systematic review protocol. *Environmental Evidence* 4, 1–7.
- Pinard, M., Barker, M., Tay, J., 2000. Soil disturbance and post-logging forest recovery on bulldozer paths in Sabah, Malaysia. *Forest Ecology and Management* 130, 213–225.
- Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 256, 1427–1433.
- Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Peña-Claros, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P., Gourlet-Fleury, S., Griscom, B., Palmer, J., Zagt, R., 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters* 5, 296–303.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 01 de abr. 2017.

- Rees, M., 2001. Long-Term Studies of Vegetation Dynamics. *Science* 293, 650–655.
- Romero, C., Bolker, B.M., 2008. Effects of stem anatomical and structural traits on responses to stem damage: an experimental study in the Bolivian Amazon. *Canadian Journal of Forest Research* 38, 611–618.
- Romero, C., Bolker, B.M., Edwards, C.E., 2009. Stem responses to damage: the evolutionary ecology of *Quercus* species in contrasting fire regimes. *New Phytologist* 182, 261–271.
- Rothe, A., Binkley, D., 2001. Nutritional interactions in mixed species forests: a synthesis. *Canadian Journal of Forest Research* 31, 1855–1870.
- Ruslandi, Halperin, J., Putz, F.E., 2012. Effects of felling gap proximity on residual tree mortality and growth in a dipterocarp forest in east kalimantan , Indonesia. *Journal of Tropical Forest Science* 24, 110–124.
- Schulze, M., 2008. Technical and financial analysis of enrichment planting in logging gaps as a potential component of forest management in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 255, 866–879.
- Schulze, M., Grogan, J., Landis, R.M., Vidal, E., 2008. How rare is too rare to harvest? Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 256, 1443–1457.
- Schwartz, G., Lopes, J.C.A., Mohren, G.M.J., Peña-Claros, M., 2013. Post-harvesting silvicultural treatments in logging gaps: A comparison between enrichment planting and tending of natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 293, 57–64.
- Schwartz, G., Pereira, P.C.G., Siviero, M.A., Pereira, J.F., Ruschel, A.R., Yared, J.A.G., 2017. Enrichment planting in logging gaps with *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby: A financially profitable alternative for degraded tropical forests in the Amazon. *Forest Ecology and Management* 390, 166–172.
- Sebbenn, A.M., Degen, B., Azevedo, V.C.R., Silva, M.B., de Lacerda, A.E.B., Ciampi, A.Y., Kanashiro, M., Carneiro, F. da S., Thompson, I., Loveless, M.D., 2008. Modelling the long-term impacts of selective logging on genetic diversity and demographic structure of four tropical tree species in the Amazon forest. *Forest Ecology and Management* 254, 335–349.
- Shenkin, A., Bolker, B., Peña-Claros, M., Licona, J.C., Putz, F.E., 2015. Fates of trees damaged by logging in Amazonian Bolivia. *Forest Ecology and Management* 357, 50–59.
- Shigo, A.L., 1984. Compartmentalization: A Conceptual Framework for Understanding How Trees Grow and Defend Themselves. *Annual Review of Phytopathology* 22, 189–214.
- Sist, P., Ferreira, F.N., 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 243, 199–209.
- Souza, M.A.S. de, Azevedo, C.P. de, Souza, C.R. de, França, M., Vasconcelos Neto, E.L., 2017. Dinâmica e produção de uma floresta sob regime de manejo sustentável na Amazônia central. *Floresta* 47, 1, 55-63.
- Swinfield, T., Afriandi, R., Antoni, F., Harrison, R.D., 2016. Accelerating tropical forest restoration through the selective removal of pioneer species. *Forest Ecology and Management* 381, 209–216.
- Talbot, J., Lewis, S.L., Lopez-Gonzalez, G., Brien, R.J.W., Monteagudo, A., Baker, T.R., Feldpausch, T.R., Malhi, Y., Vanderwel, M., Araujo Murakami, A., Arroyo, L.P., Chao, K.J., Erwin, T., van der Heijden, G., Keeling, H., Killeen, T., Neill, D., Núñez Vargas, P., Parada Gutierrez, G.A., Pitman, N., Quesada, C.A., Silveira, M., Stropp, J., Phillips, O.L., 2014. Methods to estimate aboveground wood productivity from long-term forest inventory plots. *Forest Ecology and Management* 320, 30–38.

- Toledo, M., Poorter, L., Peña-Claros, M., Alarcón, A., Balcázar, J., Leão, C., Licona, J.C., Llanque, O., Vroomans, V., Zuidema, P., Bongers, F., 2011. Climate is a stronger driver of tree and forest growth rates than soil and disturbance. *Journal of Ecology* 99, 254–264.
- Tymen, B., Réjou-Méchain, M., Dalling, J.W., Fauset, S., Feldpausch, T.R., Norden, N., Phillips, O.L., Turner, B.L., Viers, J., Chave, J., 2016. Evidence for arrested succession in a liana-infested Amazonian forest. *Journal of Ecology* 104, 149–159.
- Valle, D., Phillips, P., Vidal, E., Schulze, M., Grogan, J., Sales, M., Gardingen, P. Van, 2007. Adaptation of a spatially explicit individual tree-based growth and yield model and long-term comparison between reduced-impact and conventional logging in eastern Amazonia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 243, 187–198.
- van den Berg, E., Chazdon, R., Corrêa, B.S., 2012. Tree growth and death in a tropical gallery forest in Brazil: understanding the relationships among size, growth, and survivorship for understory and canopy dominant species. *Plant Ecology* 213, 1081–1092.
- Vatraz, S., De Carvalho, J.O.P., Silva, J.N.M., Da Castro, T.C., 2016. Effect of the reduced impact exploration on growth dynamics of a natural forest | Efeito da exploração de impacto reduzido na dinâmica do crescimento de uma floresta natural. *Scientia Forestalis/Forest Sciences* 44, 261–271.
- Vidal, E., West, T.A.P.P., Putz, F.E., 2016. Recovery of biomass and merchantable timber volumes twenty years after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management* 376, 1–8.
- Villegas, Z., Peña-Claros, M., Mostacedo, B., Alarcón, A., J.C.Licona, Leão, C., Pariona, W., Choque, U., 2009. Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 258, 971–977.
- Visser, M.D., Schnitzer, S.A., Muller-Landau, H.C., Jongejans, E., de Kroon, H., Comita, L.S., Hubbell, S.P., Wright, S.J., 2018. Tree species vary widely in their tolerance for liana infestation: A case study of differential host response to generalist parasites. *Journal of Ecology* 106, 781–794.
- Wadsworth, F.H., Zweede, J.C., 2006. Liberation: Acceptable production of tropical forest timber. *Forest Ecology and Management* 233, 45–51.
- West, T.A.P.P., Vidal, E., Putz, F.E., 2014. Forest Ecology and Management Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management* 314, 59–63.
- Wickham, H., 2011. The Split-Apply-Combine Strategy for Data Analysis. *Journal of Statistical Software* 40, 1–29.
- Wright, A., Tobin, M., Mangan, S., Schnitzer, S.A., 2015. Unique competitive effects of lianas and trees in a tropical forest understory. *Oecologia* 177, 561–569.
- Yeong, K.L., Reynolds, G., Hill, J.K., 2016. Enrichment planting to improve habitat quality and conservation value of tropical rainforest fragments. *Biodiversity and Conservation* 25, 957–973.
- Zanne, A.E.; Lopez-Gonzalez, G.; Coomes, D.A.A.; Ilic, J.; Jansen, S.; Lewis, S.; Miller, R.B.B.; Swenson, N.G.G.; Wiemann, M.C.C.; Chave, J., 2009. Global wood density database. Dryad Identifier.
- Zarin, D.J., Schulze, M.D., Vidal, E., Lentini, M., 2007. Beyond Reaping the First Harvest: Management Objectives for Timber Production in the Brazilian Amazon. *Conservation Biology* 21, 916–925.
- Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N.J., Saveliev A.A. & Smith G.M. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology* with R. Springer, New York. 574p.

APÊNDICES

APÊNDICE. MÉTODOS AMPLIADOS

APÊNDICE A. Características da exploração florestal

Na exploração convencional a equipe responsável pela exploração era composta por três pessoas sem treinamento, que seccionavam as árvores a serem cortados, organizaram o tráfego de máquinas e a localização dos pátios de estocagem livremente no momento da exploração. Entretanto, a exploração de impacto reduzido foi baseada no planejamento de suas operações, a equipe era composta por cinco pessoas treinadas, dois anos antes da exploração as lianas com $DAP > 5\text{cm}$ foram cortadas e consequentemente os danos nas árvores remanescentes foram menores, as árvores foram derrubadas em um ângulo que evitasse danificar árvores jovens de valor comercial e as estradas, trilhas e pátios de estocagem foram planejados (Barreto et al. 1998; Johns et al., 1996). O volume de madeira derrubado com a exploração foi semelhante em ambos os tratamentos ($38,9 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ na EIR e $37,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ no EC), entretanto o volume extraído no EC ($29,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) foi menor do que no EIR ($38,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Além disso, a escolha das árvores priorizou as que tinham diâmetro e volume médio maior na EIR (79 cm e $8,2 \text{ m}^3$) do que na EC (71,8 cm e $5,3 \text{ m}^3$) e o maior aproveitamento das árvores derrubadas (Barreto et al., 1998).

APÊNDICE B. Espécies estudadas

Tabela 5. Número de indivíduos, Incremento Periódico Anual e grupo funcional que cada espécie pertence. A categorização para grupo funcional é conforme a *Hierarchical Cluster Analysis* em que (1) é crescimento lento e dossel médio, (2) crescimento lento e dossel inferior, (3) crescimento médio e dossel superior e espécies de (4) crescimento rápido ou pioneiras. Algumas espécies não apresentam classificação para grupo funcional porque não tinham indivíduos suficientes para calcular quantil 75% ou só foram vistas em um monitoramento, dessa forma não foi possível calcular o incremento para a *Hierarchical Cluster Analysis*.

Família	Nome científico	Nº	IPA-dap(cm)		Grupo funcional
			Média	Erro Padrão	
Achariaceae	<i>Lindackeria paraensis</i> Kuhlm.	3	0,1190	0,0399	3
Anacardiaceae	<i>Anacardium spruceanum</i> Benth. ex Engl.	2	0,6786	0,6214	
	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	26	0,2104	0,0239	2
	<i>Astronium lecontei</i> Ducke *	126	0,2514	0,0245	1
	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	1	0,0813	NA	2
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	34	0,7422	0,0735	4
Annonaceae	<i>Duguetia cadaverica</i> Huber	17	0,1093	0,0294	
	<i>Duguetia echinophora</i> R.E.Fr.	6	0,1900	0,0622	3
	<i>Guatteria olivacea</i> R.E.Fries	33	0,4325	0,0575	1
	<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	2	0,3756	0,1090	2
	<i>Guatteria</i> sp.		0,2215	0,1340	3
	<i>Xylopia benthamii</i> R.E.Fr	1	0,1000	NA	1
	<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	1	0,1125	NA	1
	<i>Xylopia grandiflora</i> A.St.-Hil.	3	0,0677	0,0184	2
	<i>Xylopia nitida</i> Dunal	200	0,5597	0,0356	1
	<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	589	0,4150	0,0143	2
	<i>Annona</i> sp.	144	0,3059	0,0238	2
Apocynaceae	<i>Aspidosperma album</i> (Vahl) Benoist ex Pichon	118	0,1901	0,0187	1
	<i>Aspidosperma nitidum</i> Benth. ex Müll.Arg.	14	0,6965	0,2100	3
	<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	3	0,4145	0,1543	2
	<i>Himatanthus drasticus</i> (Mart.) Plumel	1	0,2476	NA	2
	<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	26	0,0952	0,0270	1
	<i>Lacmellea arborescens</i> (Müll.Arg.) Markgr.	29	0,1538	0,0401	1
	<i>Parabancornia fasciculata</i> (Poir.) Benoist	8	0,0466	0,0557	1
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al. *	136	0,7870	0,0401	4
Arecaceae	<i>Oenocarpus mapora</i> H.Karst.	8	0,0771	0,0307	1
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose *	48	0,2933	0,0445	1
	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	149	0,7386	0,0391	4
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Standl. *	38	0,6890	1,1424	3
Bixaceae	<i>Bixa arborea</i> Huber	5	0,2085	0,1664	1
Boraginaceae	<i>Cordia bicolor</i> A.DC. *	1214	0,2703	0,0080	2
	<i>Cordia goeldiana</i> Huber	272	0,2681	0,0161	3
	<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	438	0,1568	0,0104	1
	<i>Cordia sagotii</i> I.M.Johnst.	5	0,2800	NA	
	<i>Cordia scabrifolia</i> A.DC.	85	0,2700	0,0296	2
Burseraceae	<i>Protium altsonii</i> Sandwith	6	0,0404	0,0482	3
	<i>Protium decandrum</i> (Aubl.) Marchand	5	0,0948	0,0335	
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	9	0,2735	0,0797	2
	<i>Protium robustum</i> (Swart) D.M.Porter	2	0,0455	NA	4
	<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	137	0,2214	0,0180	2

	<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart *	962	0,1970	0,0058	4
	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	34	0,2287	0,0236	1
	<i>Trattinnickia burseraefolia</i> Mart.	196	0,2991	0,0224	1
	<i>Trattinnickia panamensis</i> Engl.	49	0,3360	0,0432	1
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Camb.	1			
	<i>Caraipa grandifolia</i> Mart. *	450	0,4494	0,0180	2
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	55	0,7463	0,0655	1
Caryocaraceae	<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers. *	104	0,2268	0,0223	3
	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers. *	47	0,0239	0,1293	2
Celastraceae	<i>Maytenus guyanensis</i> Klotzsch ex Reissek	28	0,1070	0,0245	3
Chrysobalanaceae	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	38	0,3199	0,0817	4
	<i>Licania kunthiana</i> Hook F.	9	0,3711	0,0922	1
	<i>Licania utilis</i> (Hook.f.) Fritsch	4	0,3591	0,1035	2
	<i>Parinari rodolphii</i> Huber	1	0,3952	NA	1
	<i>Parinari campestris</i> Aubl.	2	0,7026	0,1934	4
	<i>Conepia bracteosa</i> Benth.	1	0,5857	NA	4
Clusiaceae	<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	1	0,0786	0,0357	2
	<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	31	0,3670	0,0637	
	<i>Tovomita cephalostigma</i> Vesque	3	0,3395	0,1881	2
	<i>Tovomita umbellata</i> Benth.	18	0,2130	0,0518	4
Combretaceae	<i>Terminalia amazonica</i> (J.F. Gmel.) Exell.	3	0,3963	0,0812	4
	<i>Terminalia guyanensis</i> Eichler *	61	0,1768	0,0697	2
Dichapetalaceae	<i>Tapura amazonica</i> Poepp. & Endl.	13	0,2131	0,0488	1
Ebenaceae	<i>Diospyros carbonaria</i> Benoist	368	0,1084	0,0067	1
	<i>Diospyros melinonii</i> (Hiern) A.C.Sm.	3	0,2571	0,1885	1
	<i>Diospyros praetermissa</i> Sandwith	35	0,1808	0,0480	2
	<i>Diospyros</i> sp.	6	0,1735	0,0296	2
	<i>Diospyros tetrandra</i> Hiern	17	0,1819	0,0274	2
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea obtusa</i> (Splitg.) Schum.	27	0,1987	0,0499	3
Euphorbiaceae	<i>Croton matourensis</i> Aubl.	14	0,9934	0,1235	2
	<i>Sagotia racemosa</i> Baill.	606	0,0718	0,0061	2
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	29	0,2770	0,0557	2
Fabaceae	<i>Abarema mataybifolia</i> (Sandwith) Barneby & J.W.Grimes	15	0,0290	0,0192	1
	<i>Acosmium nitens</i> (Vog.) Yakovlev	16	0,0979	0,0245	2
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	19	0,3434	0,0703	3
	<i>Balizia pedicellaris</i> (DC.) Barneby & J.W.Grimes	16	0,7723	0,0934	2
	<i>Bowdichia</i> sp.	4	0,0417	0,0083	1
	<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth	29	0,1061	0,0388	1
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	4	0,1873	0,0309	1
	<i>Copaifera duckei</i> Dwyer *	92	0,4894	0,0452	3
	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	17	0,0850	0,0341	2
	<i>Dinişia excelsa</i> Ducke	19	0,2484	0,0517	1
	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd *	51	0,1295	0,0433	1
	<i>Enterolobium maximum</i> Ducke	4	0,0762	NA	
	<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	16	0,6989	0,0807	3
	<i>Eperua schomburgkiana</i> Benth.	3	0,3085	0,1103	
	<i>Hymenaea courbaril</i> L. *	214	0,2493	0,0194	1
	<i>Hymenaea oblongifolia</i> Huber *	103	0,2684	0,0225	2
	<i>Hymenolobium flavum</i> Kleinhoonte	2	0,2500	0,0167	2
	<i>Inga acreana</i> Harus	1	0,0429	NA	1
	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	1081	0,6156	0,0211	4
	<i>Inga capitata</i> Desv.	485	0,5467	0,0676	1
	<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	861	0,3895	0,0186	2

	<i>Inga disticha</i> Benth.	2	0,0800	NA	2
	<i>Inga stenoptera</i> Benth.	4	0,2000	NA	1
	<i>Inga edulis</i> Mart	161	0,3833	0,0388	1
	<i>Inga splendens</i> Willd.	2	0,8594	0,0469	4
	<i>Inga falcistipula</i> Ducke	4	0,4212	0,1421	1
	<i>Inga gracilifolia</i> Ducke	8	0,2195	0,0649	1
	<i>Inga ingoides</i> (Rich) Willd.	127	0,4013	0,0409	3
	<i>Inga macrophylla</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	15	0,1766	0,0503	
	<i>Inga melinones</i> Sagot	16	0,1954	0,0456	1
	<i>Inga microcalyx</i> Spruce ex Benth.	1	1,4143	NA	4
	<i>Inga</i> sp.	6	0,2307	0,0057	1
	<i>Inga stenoptera</i> Benth.	3	0,4822	0,0976	1
	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	47	0,4133	0,0451	3
	<i>Macrolobium bifolium</i> (Aublet) Pers.	170	0,2360	0,0209	4
	<i>Macrolobium campestre</i> Huber	486	0,1627	0,0070	2
	<i>Macrosamanea duckei</i> (Huber) Barneby & J.W.Grimes	9	0,9854	0,1662	1
	<i>Ormosia coutinhoi</i> Ducke	15	0,4133	0,0981	1
	<i>Ormosia excelsa</i> Benth.	1	0,3818	NA	2
	<i>Ormosia macrocalyx</i> Ducke	4	0,2396	0,1056	1
	<i>Ormosia</i> sp.	40	0,2567	0,0523	2
	<i>Parkia decussata</i> Ducke	1	0,2200	NA	1
	<i>Parkia gigantocarpa</i> Ducke	1	0,2905	NA	2
	<i>Parkia multijuga</i> Benth.	17	0,6783	0,1301	1
	<i>Parkia nitida</i> Miq. *	294	0,8817	0,0387	3
	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth ex Walp.	69	0,6288	0,0723	4
	<i>Parkia platycephala</i> Benth	2	0,6164	0,4789	
	<i>Peltogyne maranbensis</i> Huber ex Ducke	8	0,3693	0,1514	1
	<i>Platymiscium filipes</i> Benth.	41	0,2313	0,0351	1
	<i>Poecilanthus effusa</i> (Huber) Ducke	170	0,1039	0,0112	3
	<i>Pseudoptadenia suaveolens</i> (Miq.) J.W.Grimes *	304	0,5104	0,0291	3
	<i>Pterocarpus robrii</i> Vahl	45	0,4721	0,0780	1
	<i>Schizolobium parahyba</i> var. amazonicum (Huber ex Ducke) Barneby *	8	0,9225	0,2844	4
	<i>Tachigali goeldiana</i> (Huber) L.G.Silva & H.C.Lima	92	0,4017	0,0503	2
	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	168	1,2154	0,0494	
	<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	39	0,6052	0,1039	
	<i>Swartzia acuminata</i> Willd.ex Vogel	1	0,0286	NA	1
	<i>Swartzia recurva</i> Poeppig	1	1,1286	NA	
	<i>Tachigali melanocarpa</i> (Ducke) van der Werff	360	0,3819	0,0180	
	<i>Tachigali paniculata</i> Aubl. *	829	0,6768	0,0271	4
	<i>Tachigali alba</i> Ducke *	124	0,6555	0,0634	4
	<i>Vatairea paraensis</i> Ducke	10	0,2413	0,0579	1
	<i>Vatairea</i> sp.	1	0,2333	NA	1
	<i>Zollernia paraensis</i> Huber	54	0,2420	0,0193	2
	<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	78	0,2548	0,0239	2
Humiriaceae	<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.	10	0,5408	0,1860	
	<i>Sacoglottis amazonica</i> Mart.	41	0,2933	0,0310	3
	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth	4	0,3667	0,1446	2
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	113	0,6568	0,2214	2
Lauraceae	<i>Aiouea laevis</i> (Mart.) Kosterm.	3	0,4088	0,1100	1
	<i>Aiouea</i> sp.	1	0,3200	NA	
	<i>Aniba williamsii</i> O. C. Schmidt	2	0,4066	0,2622	2
	<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm.	1	0,1556	NA	2
	<i>Licaria rigida</i> (Kosterm.) Kosterm.	62	0,2713	0,0800	

	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	2	0,1111	0,0111	1
	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	8	0,2255	0,0997	
	<i>Nectandra pichurim</i> (Kunth) Mez	61	0,2759	0,0338	
	<i>Ocotea caudata</i> Mez.	116	0,2202	0,0261	2
	<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez.	4	0,1258	0,0615	1
	<i>Ocotea fragrantissima</i> Ducke *	27	0,3189	0,0813	2
	<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	141	0,4008	0,0281	2
	<i>Ocotea guianensis</i> Aublet	7	0,2850	0,0675	2
	<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	8	0,2461	0,1207	2
	<i>Ocotea petalanthera</i> (Meiss) Mez	2	0,2214	0,0786	2
	<i>Ocotea</i> sp.	12	0,1577	0,0311	1
	<i>Sextonia rubra</i> (Mez) van der Werff *	172	0,1868	0,0195	2
	<i>Rhodostemonodaphne grandis</i> (Mez) Rohwer	1	1,1154	NA	2
Lecythidaceae	<i>Couratari guianensis</i> Aublet	12	0,5012	0,1228	2
	<i>Couratari multiflora</i> (Sm.) Eyma	1	0,0111	NA	1
	<i>Couratari oblongifolia</i> Ducke & Knuth *	47	0,3809	0,0535	1
	<i>Couratari</i> sp.	54	0,2838	0,0576	4
	<i>Eschweilera apiculata</i> (Miers) A.C.Sm.	10	0,2322	0,0368	
	<i>Eschweilera collina</i> Eyma	16	0,3440	0,1211	1
	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	175	0,2523	0,0163	1
	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	542	0,2014	0,0094	2
	<i>Eschweilera pedicellata</i> (Rich.) S.A.Mori	89	0,2311	0,0295	1
	<i>Lecythis chartacea</i> O.Berg	1	0,0190	NA	4
	<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	1311	0,1390	0,0040	1
	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A. Mori *	263	0,1867	0,0152	4
	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	55	0,3905	0,0788	3
Malpighiaceae	<i>Byrsonima aerugo</i> Sagot.	82	0,5687	0,0608	2
Malvaceae	<i>Apeiba albiflora</i> Ducke	2	0,0112	NA	1
	<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	108	0,3609	0,0313	2
	<i>Apeiba glabra</i> Aubl.	198	0,2841	0,0207	1
	<i>Apeiba</i> sp.	73	0,2256	0,0321	3
	<i>Pachira paraensis</i> (Ducke) W.S.Alverson	1	0,5348	0,0252	2
	<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl.) A.Robyns	67	0,2584	0,0415	
	<i>Eriotheca longipedicellata</i> (Ducke) A. Robyns	13	0,2207	0,0549	
	<i>Luehea speciosa</i> Willd.	15	0,4174	0,0975	3
	<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	1	0,3667	NA	2
	<i>Sterculia excelsa</i> Mart. *	1240	0,2966	0,0109	1
	<i>Theobroma speciosum</i> Willd. ex Spreng.	60	0,1165	0,0240	2
Melastomataceae	<i>Bellucia dichotoma</i> Cogn.	6	0,5071	0,1150	2
	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana.	37	0,6618	0,0660	3
	<i>Mouriri nigra</i> (DC.) Morley	2	0,1929	0,0976	2
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	36	0,3083	0,0458	1
	<i>Carapa procera</i> DC.	1	0,1400	NA	1
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	2	0,3869	0,1687	2
	<i>Cedrela odorata</i> L. *	18	0,3820	0,0679	2
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	2	0,2721	NA	2
	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	49	0,1223	0,0154	1
	<i>Trichilia micrantha</i> Benth	1	0,0667	NA	4
Metteniusaceae	<i>Dendrobangia boliviana</i> Rusby	1	0,3905	NA	3
Moraceae	<i>Bagassa guianensis</i> Aublet *	48	0,5012	0,0489	1
	<i>Brosimum acutifolium</i> Huber *	82	0,3116	0,0334	4
	<i>Brosimum amplicoma</i> Ducke	2	0,8000	0,2143	1
	<i>Brosimum aubletii</i> (Prospect)	4	0,3926	0,0731	2
	<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	3	0,1701	0,0701	1

	<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg	1	0,6667	NA	3
	<i>Brosimum potabile</i> Ducke	6	0,1481	0,0311	4
	<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Rossberg	8	0,2824	0,0816	2
	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz e Pav.	43	0,2435	0,0514	1
	<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke) C.C. Berg.	36	0,1736	0,0408	
	<i>Maquira</i> sp.	2	0,2690	0,0643	
	Moraceae	1	1,5800	NA	2
	<i>Naucleopsis glabra</i> Spruce ex Pittier	1	0,2091	NA	1
	<i>Perebea guianensis</i> Aubl	90	0,1545	0,0178	2
Myristicaceae	<i>Virola michelii</i> Hechel	386	0,3790	0,0129	3
	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. ex Rottb.) Warb.	16	0,3963	0,0879	1
Myrtaceae	<i>Eugenia heterochroma</i> Diels	25	0,1157	0,0273	1
	<i>Eugenia</i> sp.	8	0,3055	0,1204	4
Nyctaginaceae	<i>Neea ovalifolia</i> Spruce ex J.A.Schmidt	1	0,3095	NA	1
	<i>Neea</i> sp.	896	0,1730	0,0070	
Olacaceae	<i>Chaunochiton Kappleri</i> (Sag. Ex Engl.) Duke	2	0,1738	0,0071	4
	<i>Dulacea</i> sp.	2	0,1917	0,1417	1
	<i>Miquartia guianensis</i> Aubl.	17	0,2848	0,0475	2
Putranjivaceae	<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	76	0,2109	0,0395	2
Quiinaceae	<i>Lacunaria crenata</i> (Tul.) A.C.Sm.	6	0,3086	0,1998	2
Rhamnaceae	<i>Ziziphus cinnamomum</i> Triana & Planch.	53	0,3452	0,0400	1
Rubiaceae	<i>Chimarrhis turbinata</i> DC.	10	0,2620	0,0643	2
	<i>Cinchona verdadera</i> (from Prospect)	2	0,3566	0,0797	2
	<i>Genipa americana</i> L.	2	1,8400	NA	2
Rutaceae	<i>Neoraputia paraensis</i> (Ducke) Emmerich ex Kallunki	24	0,0530	0,0097	2
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	4	0,5625	0,0418	4
	<i>Zanthoxylum</i> sp.	1	0,3000	NA	2
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	1	0,4615	NA	1
	<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler *	64	0,3627	0,0138	3
Sapindaceae	<i>Allophylus robustus</i> Radlk.	2	0,1194	0,0006	2
	<i>Cupania hirsuta</i> Radlk.	2	0,0967	0,0633	2
	<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.	82	0,2289	0,0311	2
	<i>Talisia intermedia</i> Radlk.	6	0,2687	0,1427	2
	<i>Talisia esculenta</i> (Cambess.) Radlk.	17	0,3036	0,0640	4
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist *	850	0,1499	0,0065	4
	<i>Chrysophyllum priurii</i> A.DC	1	0,4889	NA	1
	<i>Diploon cuspidatum</i> (Hoehne) Cronquist.	15	0,1391	0,0340	2
	<i>Ecclinusa abbreviata</i> Ducke	6	0,0952	0,0277	1
	<i>Elaeoloma glabrescens</i> (Mart. & Eichler) Aubrév.	5	0,3405	0,1400	
	<i>Glicoxilo</i> sp.	4	0,2679	0,0723	1
	<i>Manilkara bidentata</i> (A.DC.) A.Chev. *	111	0,3273	0,0251	1
	<i>Manilkara elata</i> (Ducke) Chevalier	272	0,2542	0,0213	4
	<i>Manilkara paraensis</i> (Huber) Standl.	54	0,4516	0,0337	1
	<i>Micropholis egensis</i> (A.DC.) Pierre	16	0,2785	0,0598	
	<i>Micropholis guyanensis</i> (A.DC.) Pierre	1	0,1619	NA	2
	<i>Micropholis melinoniana</i> Pierre *	41	0,2539	0,0798	1
	<i>Micropholis</i> sp.	11	0,1764	0,0692	1
	<i>Neoxythece robusta</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Aubrév. & Pellegr.	1	0,1476	NA	
	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	10	0,3607	0,1847	2
	<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	209	0,2378	0,0241	1
	<i>Pouteria engenifolia</i> (Pierre) Bachni	2	0,3105	0,2705	2
	<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	37	0,2441	0,0370	
	<i>Pouteria krukovi</i> (A.C.Sm.) Bachni	8	0,1341	0,0441	4

	<i>Pouteria lasiocarpa</i> (Mart.) Radlk	800	0,1603	0,0067	2
	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	100	0,1914	0,0271	4
	<i>Pouteria manaosensis</i> (Aubrév. & Pellegr.) T.D.Penn.	87	0,1917	0,0773	1
	<i>Pouteria oppositifolia</i> (Ducke) Baehni	97	0,3573	0,0458	2
	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	230	0,1934	0,0175	1
	<i>Pouteria sagotiana</i> (Baill.) Eyma	3	0,3873	0,0701	3
	<i>Pouteria</i> sp.	121	0,2074	0,0214	2
	<i>Sandwithiodoxa egregia</i> (Sandw.) Aubr.&Pelleg.	3	0,0286	0,0143	1
	<i>Syzygiopsis oppositifolia</i> Ducke *	26	0,3360	0,0607	
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aublet	59	0,7303	0,0580	4
Urticaceae	<i>Cecropia concolor</i> Willd.	865	0,5071	0,0214	2
	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	620	0,6900	0,0218	4
	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	37	0,4904	0,0266	1
	<i>Pourouma minor</i> Benoist	1	0,9286	NA	1
Verbenaceae	<i>Citbarexylum myrianthum</i> Cham.	1	0,0333	NA	2
Violaceae	<i>Rinorea flavescens</i> (Aubl.) Kuntze	3	0,0712	0,0621	2
	<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	42	0,2537	0,0360	3
Vochysiaceae	<i>Qualea gracilior</i> Pilg.	12	0,3863	0,0919	4

*Espécies exploradas em 1993.

APÊNDICE C. Correções no banco de dados

Foi utilizado o software estatístico R v.3.4.2 (R Core Team, 2015; Wickham 2011) a fim de desenvolver algoritmos e corrigir possíveis vieses nos dados como o que foi feito em Talbot et al. (2014) e Vidal et al. (2016). Inicialmente, foram corrigidas as lacunas de preenchimento de DAP, ou seja, árvores que foram registradas em um determinado ano, não foram registradas na amostragem seguinte, mas estavam lá em amostragens subsequentes. Para isso, foram calculadas taxas médias de incremento diamétrico (cm ano^{-1}), considerando a diferença entre o DAP da primeira observação e o DAP da última observação, dividido pelo intervalo de tempo (em anos) para cada espécie; em seguida foram identificados todos os indivíduos para os quais existiam lacunas de informação e preenchidas com valores da última observação acrescidos das taxas de incremento específicas. De forma semelhante, foram corrigidas as lacunas dos “recrutas tardios”, ou seja, indivíduos que foram registrados pela primeira vez com DAP muito superior ao tamanho mínimo para recrutamento (10 cm DAP para espécies comerciais, 25 cm para espécies não comerciais e 10 cm para espécies não comerciais na faixa central de 75 x 350m). Assumiu-se uma possível taxa de incremento de 1 cm ano^{-1} , como critério para classificar tais indivíduos como recrutas tardios, assim uma árvore de valor comercial com 12 cm de DAP em 2009 não foi considerada nesta correção, pois em 2006 (avaliação anterior) é provável que a árvore tivesse 9 cm de DAP, portanto pode ser considerada recruta verdadeira. A seleção das árvores de cada intervalo de amostragem foi seguida do preenchimento das lacunas de DAP de anos anteriores pela subtração da taxa de incremento específica do valor de DAP observado, e assim retrospectivamente até que o DAP atingisse o valor mínimo para recrutamento (Vidal et al., 2016).

APÊNDICE D. Índices de competição

Com as lacunas de informação corrigidas, prosseguiu-se com o cálculo dos valores individuais de área basal e incrementos periódicos em diâmetro e área basal. Posteriormente foram organizadas as coordenadas geográficas de cada árvore no ESRI ArcGIS 10.1. a partir da localização em plano cartesiano feita em campo (coordenadas x e y).

Em seguida calculou-se os índices de competição, que classicamente são separados em: competição unilateral e competição radial ou multilateral. A primeira é caracterizada pela monopolização de recursos, tais como a luz, por árvores vizinhas maiores, dominantes, enquanto a segunda pela competição generalizada com todos vizinhos do entorno (Moravie et al., 1999). Portanto, a somatória da área basal, volume e densidade de todos os vizinhos e somente de vizinhos dominantes (com DAP maior que o da árvore de interesse) de todas as árvores com DAP maior que 25 cm, em quatro distâncias (5, 10, 15 e 20 metros), foram calculadas para os intervalos de 1993-1994, 2000-2003, 2006-2009, 2009-2014 e 2014-2017, o que resultou em 24 índices de competição (Figura 3). Tomou-se o cuidado para não incluir no cálculo destes índices as árvores localizadas tão próximas da borda da parcela que tivessem distâncias menores que o raio de competição considerado em cada índice, para que os valores destas não ficassem enviesados.

Das 27.751 observações de árvores do banco de dados, apenas as árvores com registros de crescimento ao longo dos 21 anos de monitoramento e com DAP acima de 25 cm em 1993, foram selecionadas, totalizando 3,826 árvores, sendo 1,173 no tratamento controle, 1,152 no tratamento de EC, e 1.501 no tratamento EIR.

APÊNDICE E. Grupos funcionais

Foram definidos grupos de espécies a fim de entender a influência dos fatores ambientais, de competição e diferentes tipos de manejo no crescimento dos grupos funcionais. Para determinar cada grupo foi usada a Análise de Grupamentos (Figura 2) que leva em consideração a densidade da madeira, valores do 75º percentil do DAP (cm) e taxas de Incremento Periódico Anual (cm ano^{-1}) (Tabela 2) segundo Vidal, West e Putz (2016). A densidade da madeira veio dos dados neotropicais “Global Wood Density Database” que apresentou o maior nível de resolução taxonômica Zanne et al. (2009), (<http://datadryad.org/handle/10255/dryad.235>). Se a espécie possuíse mais de um registro de densidade básica de madeira no banco de dados, então seria utilizada a média dos valores disponíveis. No caso de espécies identificadas apenas ao nível de gênero ou família, 16 foram a nível de gênero e 6 a nível de família, sendo utilizado o valor médio para todas as espécies registradas dentro o gênero ou família no banco de dados, uma vez que a densidade da madeira é fortemente conservada filogeneticamente (Chave et al., 2006). Foram incluídos apenas referências da América do Sul Tropical.

Primeiramente foi feita a Análise de Componentes Principais (PCA) dos valores de cada variável de interesse (densidade da madeira e valores do 75º percentil do DAP (cm) do ano de 2014 e das taxas de Incremento Periódico Anual (cm ano^{-1}) e em seguida realizada uma Análise de Grupamentos hierárquicos. Esta análise classifica as espécies em grupos, de modo que as variáveis de interesse (DAP, incremento periódico anual e densidade da madeira) sejam semelhantes no grupo e diferentes entre os grupos, em outras palavras, minimiza a variação no grupo e maximiza entre os grupos. A escolha da quantidade de agrupamento foi feita segundo (Husson et al., 2010) e a análise foi feita com o FactoMineR package v.1.31.3 (Lê et al., 2008) disponível no R v.3.2.2. Na Figura 3 encontra-se o erro padrão do crescimento em IPAdap (cm ano^{-1}), Quantil 75% DAP(cm) e densidade da madeira ($10^3\text{kg (m}^3)^{-1}$) para cada grupo funcional e na Tabela 4 estão listadas as espécies de cada grupo funcional.

Figura 6. Saída de análise de agrupamento hierárquico. Análise realizada com o pacote FactoMineR v.1.31.3 (Lê et al., 2008) disponível para o software estatístico R v.3.2.2 (R Core Team, 2015). Consulte Lê, Josse e Husson (2008) para interpretação de resultados. Análise de Componentes Principais (PCA) da densidade da madeira, 75º valores de quantile para taxas de crescimento do DAP (A), classificação do agrupamento hierárquico (B), mapa dos agrupamentos formados (C), agrupamento hierárquico no mapa dos fatores (D). Os grupos formados foram classificados em (1) crescimento lento e dossel médio, (2) crescimento lento e dossel inferior, (3) crescimento médio e dossel superior, (4) crescimento rápido ou pioneiras.

Tabela 6. IPAdap (cm ano^{-1}), Quantil 75% DAP(cm) e densidade da madeira ($10^3\text{kg (m}^3)^{-1}$), número de espécies e árvores em cada grupo funcional. O grupo de espécies de crescimento lento e dossel médio (1), têm menores taxas de crescimento e maior densidade da madeira. O de espécies de crescimento lento e dossel inferior (2), assim como o anterior, têm o menor crescimento. Quanto ao grupo de crescimento médio e dossel superior (3), possui taxas de crescimento maiores do que os grupos anteriores e densidade da madeira também alta. Por último, as pioneiras, (4) que possuem as maiores taxas de crescimento e valores baixos de densidade da madeira.

Grupo	nº espécies	nº árvores	Quantil 75% IPAdap (cm ano^{-1})		Quantil 75% DAP(cm)		Densidade da madeira ($10^3\text{kg (m}^3)^{-1}$)	
			Média	Erro padrão	Média	Erro padrão	Média	Erro padrão
1	83	8671	0,28	0,01	28,09	0,73	0,79	0,01
2	132	12691	0,28	0,01	22,77	0,61	0,55	0,01
3	37	2888	0,45	0,03	50,43	1,61	0,70	0,02
4	36	6269	0,99	0,05	32,72	1,52	0,49	0,02

Figura 7. Erro padrão do crescimento em IPAdap (cm ano^{-1}), Quantil 75% DAP(cm) e densidade da madeira ($10^3\text{kg (m}^3)^{-1}$) dos grupos funcionais (1) crescimento lento e dossel médio, (2) crescimento lento e dossel inferior, (3) crescimento médio e dossel superior e espécies de (4) crescimento rápido ou pioneiras.

APÊNDICE. ANÁLISE DE DADOS

APÊNDICE F. Seleção das variáveis candidatas aos modelos

A seleção das variáveis candidatas aos modelos foi realizada através da análise de correlação de Spearman (Figura 8) e Análise de Componentes Principais (Figura 9), incluindo os índices de competição e as variáveis categóricas de condição das árvores (quantidade de luz, níveis de colonização por lianas, qualidade e danos na copa e qualidade e danos no fuste). Foram selecionadas as variáveis com o menor número de correlações ($\rho > 0,7$ ou $< -0,7$) ou que mais contribuíram para a formação dos primeiros cinco primeiros eixos dos componentes principais. Modelos lineares mistos foram também selecionados para avaliação da colinearidade das variáveis através dos fatores de variação de inflação “Variance Inflation Factors”.

Figura 8. Análise de correlação de Spearman para as variáveis candidatas ao modelo de crescimento: quantidade de luz (luz), quantidade de lianas envoltas nas árvores (lianas), qualidade do fuste das árvores (qfuste), qualidade da copa das árvores (qcopa), quantidade de danos no fuste (dfuste), quantidade de danos na copa (dcopa), competição multilateral por área basal (Cba) e densidade (Cdens) nos raios de 5,10,15 e 20 metros em volta de cada árvore e competição unilateral por área basal (Coba) e densidade (Codens) nos raios de 5,10,15 e 20 metros em volta de cada árvore. As variáveis com menos correlação e escolhidas para as modelos são: quantidade de luz (luz), quantidade de lianas envoltas nas árvores (lianas), quantidade de danos na copa (dcopa), competição unilateral por área basal no raio de 15 metros em volta da árvore de interesse (Coba3) e competição multilateral por densidade no raio de 15 metros em volta da árvore de interesse (Cdens3).

Figura 9. Análise de Componentes Principais das variáveis candidatas ao modelo de crescimento: quantidade de luz (luz), quantidade de lianas envoltas nas árvores (lianas), qualidade do fuste das árvores (qfuste), qualidade da copa das árvores (qcopa), quantidade de danos no fuste (dfuste), quantidade de danos na copa (dcopa), competição multilateral por área basal (Cba) e densidade (Cdens) nos raios de 5,10,15 e 20 metros em volta de cada árvore e competição unilateral por área basal (Coba) e densidade (Codens) nos raios de 5,10,15 e 20 metros em volta de cada árvore. As variáveis que mais se afastam do centro (origem), ou que estão mais próximas da circunferência são mais bem representadas no mapa de fatores, portanto são boas candidatas aos modelos. Dessa forma, as variáveis escolhidas para os modelos são: quantidade de luz (luz), quantidade de lianas envoltas nas árvores (lianas), quantidade de danos na copa (dcopa), competição unilateral por área basal no raio de 15 metros em volta da árvore de interesse (Coba3) e competição multilateral por densidade no raio de 15 metros em volta da árvore de interesse (Cdens3).

A variável DAP não foi incluída no modelo, porque consideramos que o DAP tem o mesmo efeito em todos os tratamentos e em todos os níveis das variáveis ambientais (Figura 10).

Figura 10. A relação de incremento diamétrico anual e DAP (Diâmetro a Altura do Peito) foi verificada por modelo não linear nos anos 1993, 2003, 2009, 2014 e 2017. Podemos considerar um efeito semelhante do DAP entre todos os níveis das variáveis predictoras e tratamentos utilizados nos modelos. Esta presunção faz com que não seja um problema a não inclusão desta variável nos modelos.

APÊNDICE G. Análise exploratória e modelos

Figura 11. Foi realizada análise exploratória dos dados, utilizando gráficos de caixa (boxplots) e de dispersão dos pontos (cleveland dotplots), nos quais identificou-se a presença de árvores com valores de Incremento Periódico Anual em diâmetro (IPAdap) muito acima do valor médio nos tratamentos (A) e grupos funcionais (B). Dessa forma, todos os indivíduos com IPAdap negativo e valores acima de quantil 95% foram retirados do banco de dados. Portanto, para o grupo 1 foram excluídas apenas as árvores com incremento $> 0,74$ cm, $> 0,8$ cm para o grupo 2, $> 0,94$ cm para o grupo 3, e $> 2,33$ para o grupo 4.

Figura 12. Gráfico diagnóstico do modelo Gamma selecionado mostrando resíduos versus valores ajustados.

APÊNDICE. RESULTADOS AMPLIADOS

APÊNDICE H. Fatores relacionados à condição das árvores e vizinhança e a probabilidade de crescimento das árvores

Tabela 7. Critério de Informação de Akaike para escolha do melhor modelo de probabilidade de crescimento das árvores na floresta. Os modelos foram GLMM com erros binomiais, em que K é o número de parâmetros estimados pelo modelo; AIC é o Critério de Informação de Akaike, $\Delta AIC = AIC$ de cada modelo menos o AIC do melhor modelo, sendo que para modelos selecionados o $\Delta AIC < 2$; w_i , são os pesos de Akaike mostrando o suporte relativo para cada modelo.

Modelos	df	AIC	ΔAIC	weights	Likelihood
1	13	7.826,58	0	9,74e-01	1.00e+00
2	12	7.833,85	7,27	2,57e-02	2,64e-02
3	11	7.862,44	35,86	1,59e-08	1,64e-08
4	9	7.887,17	60,59	6,78e-14	6,96e-14
5	7	7.926,83	100,25	6,66e-22	1,70e-22
6	5	7.962,75	136,17	2,63e-30	2,70e-30
7	3	7.993,12	166,54	6,67e-37	6,85e-37

Tabela 8. Testes de razão de verossimilhança para o modelo binomial (Modelo 1) mostrando que os fatores tratamento (trat), quantidade de luz (luz), lianas, dano na copa (dcopa), competição multilateral por densidade 15 metros ao redor das árvores de interesse (Cdens3) e competição unilateral por área basal 15 metros ao redor das árvores de interesse (Coba3) tiveram influência na probabilidade de crescimento florestal. Os modelos foram GLMM com erros binomiais e probabilidade de crescimento das árvores como variáveis resposta; influência dos fatores como variáveis preditoras fixas e o período após a exploração florestal (ano) como variável aleatória. “K” = número de parâmetros estimados pelo modelo; Log (Lik), a log-verossimilhança do modelo, um indicador de ajuste; AIC = critério de informação de Akaike; $\Delta AIC = AIC$ do modelo sem cada fator - AIC do modelo completo, sendo os fatores com maior influência no crescimento aqueles com menor valor de ΔAIC , esse valor mostra quanto o fator contribui para explicar o crescimento das árvores; desviance é o erro da estimativa.

	K	AIC	ΔAIC	logLik	Desvio	χ^2	P
Modelo complete (1)	13	7826,6	0	-3900,3	7800,6		
trat	11	7896,9	70,3	-3937,5	7874,9	74,363	0,00000
luz	11	7843,8	17,2	-3910,9	7821,8	21,225	0,00002
lianas	11	7870,1	43,5	-3924,1	7848,1	47,532	0,00000
dcopa	11	7849,3	22,7	-3913,7	7827,3	26,766	0,00000
Coba3	12	7864,4	37,8	-3920,2	7840,4	39,856	0,00000
Cdens3	12	7833,9	7,3	-3904,9	7809,9	9,2671	0,00233

Significância: 0 ‘***’ 0,001 ‘**’ 0,01 ‘*’ 0,05 ‘.’ 0,1 ‘.’ 1

Tabela 9. Influência dos fatores na probabilidade de crescimento florestal, sendo explicado pela estimativa que é o valor que descreve a probabilidade de crescimento, o erro padrão, z value e $\Pr(>|z|)$ que mostram a significância dos níveis dos fatores. Onde o Intercepto é o nível mais baixo de cada fator (área que não foi explorada que é chamada controle, árvores que recebem luz difusa, sem lianas e sem danos), EC é exploração convencional, EIR é exploração de impacto reduzido, LST é luz superior total, ALS é alguma luz superior, PL representa poucas lianas, ML representa muitas lianas, PDC são poucos danos na copa, MDC são muitos danos na copa, Coba3 é a competição unilateral considerando a área basal das árvores em raio de 15 metros em volta da árvore analisada e Cdens3 é a competição multilateral considerando a área basal das árvores em raio de 15 metros em volta da árvore analisada.

	Estimate	Std. Error	z value	$\Pr(> z)$
(Intercepto)	1,83889	0,43035	4,273	1,93e-05***
EC	0,61057	0,08791	6,945	3,77e-12***
EIR	0,37952	0,08405	-2,225	0,026105*
LST	0,61537	0,13434	4,581	4,63e-06 ***
ALS	0,37952	0,12743	2,978	0,0029 **
PL	-0,47650	0,07672	-6,211	5,28e-10***
ML	-0,66277	0,11978	-5,533	3,14e-08***
PDC	-0,45778	0,10578	-4,328	1,51e-05***
MDC	-0,54497	0,15167	-3,593	0,000327***
Coba3	-0,61995	0,09587	-6,467	1,00e-10***
Cdens3	0,03788	0,01214	3,121	0,001803***

Significância: 0 **** 0.001 *** 0.01 ** 0.05 * 0.1 ' ' 1

A área florestal explorada convencionalmente teve 101% de chance a mais de crescer do que uma floresta que passou por EIR e 84% a mais do que uma área não explorada (Figura 13). A EIR teve sua probabilidade de crescimento reduzida até quando comparada a área não explorada, 17% menor (Figura 13; Figura 16).

Quanto maiores os níveis de luz incidente na floresta, maior a chance de crescimento. Dessa forma, a probabilidade de as árvores crescerem com luz superior total e alguma luz superior é 85% e 46% respectivamente a mais do que árvores que recebem apenas luz difusa. Árvores com poucas e muitas lianas no fuste e na copa têm respectivamente 38% e 48% a menos de chance de crescer, quando comparadas às que não possuem lianas. Quando analisamos danos na copa após o manejo e algum dano eventual durante os 24 anos de monitoramento, percebemos que as árvores que são pouco ou muito danificadas, tem uma chance bem menor de crescimento, respectivamente 37% e 42% quando comparadas às árvores que não foram danificadas (Figura 13).

O aumento do número de árvores quinze metros em volta das árvores de interesse (competição multilateral por densidade), aumenta em 4% a chance dessas árvores crescerem, entretanto quando consideramos o aumento da área basal dos vizinhos dominantes (competição unilateral por área basal) houve uma influência negativa e a probabilidade de crescimento florestal é 46% menor (Figura 13).

Figura 13. Fatores que influenciam a probabilidade de crescimento das árvores em diferentes condições. (A) Tipo de manejo: 1- Floresta não manejada, 2 – Manejo convencional, 3 – Manejo de impacto reduzido. (B) Quantidade de luz incidente: 1- Luz superior total, 2- Alguma luz superior, 3- Somente luz difusa. (C) Quantidade de cobertura de lianas nas árvores: 1 – sem liana, 2- pouca liana, 3 – muita liana. (D) Quantidade de danos na copa: 1 - Sem danos, 2 - Pouco dano, 3 – Muito dano. (E) Competição multilateral considerando área basal de todos os indivíduos no raio de 15 metros em volta da árvore de interesse. (F) Competição unilateral considerando o número de indivíduos (densidade) das maiores árvores no raio de 15 metros em volta da árvore de interesse.

Figura 14. Coeficientes polinomiais ortogonais para o modelo que prevê as taxas de crescimento das árvores em função da EC, EIR, floresta não explorada (controle) e fatores como quantidade de luz (luz), quantidade de liana (lianas), níveis de danos na copa (danos), competição multilateral por densidade (densidade de vizinhos) e competição unilateral por área basal (área basal dos vizinhos dominantes) quinze metros ao redor das árvores de interesse. Os gráficos acima representam a influência desses fatores no crescimento da floresta e dos grupos funcionais.

APÊNDICE I. Crescimento florestal e influência dos fatores relacionados à condição das árvores e vizinhança

Tabela 10. Influência dos fatores no crescimento florestal, sendo explicado pela estimativa que é o valor que descreve a probabilidade de crescimento, o erro padrão, z value e $\Pr(>|z|)$ que mostram a significância dos níveis dos fatores. Onde o Intercept é o nível mais baixo de cada fator (área que não foi explorada que é chamada controle, árvores que recebem luz difusa, sem lianas e sem danos), EC é exploração convencional, EIR é exploração de impacto reduzido, LST é luz superior total, ALS é alguma luz superior, PL é poucas lianas, ML é muitas lianas, PDC são poucos danos na copa, MDC são muitos danos na copa, Coba3 é a competição unilateral considerando a área basal das árvores em raio de 15 metros em volta da árvore analisada e Cdens3 é a competição multilateral considerando a área densidade de árvores em raio de 15 metros em volta da árvore analisada.

	Estimate	Std. Error	t value	$\Pr(> z)$
(Intercept)	-1,376221	0,062027	-22,187	< 2e-16 ***
EC	0,118493	0,028925	4,097	4,19e-05 ***
EIR	0,042932	0,029141	1,473	0,140691
LST	0,127744	0,036747	3,476	0,000508 ***
ALS	-0,018265	0,035503	-0,514	0,606918
PL	-0,155739	0,018211	-8,552	< 2e-16 ***
ML	-0,279021	0,033298	-8,379	< 2e-16 ***
PDC	-0,135375	0,029826	-4,539	5,66e-06 ***
MDC	-0,264213	0,051628	-5,118	3,09e-07 ***
Coba3	-0,393196	0,030347	-12.956	< 2e-16 ***
Cdens3	0,003460	0,003484	0,993	0,320670

Significância: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1

APÊNDICE J. Crescimento e probabilidade de crescimento dos grupos funcionais e influência dos fatores relacionados à condição das árvores e vizinhança

Tabela 11. Critério de Informação de Akaike para escolha do melhor modelo de probabilidade de crescimento dos grupos funcionais (1) crescimento lento e dossel médio, (2) crescimento lento e dossel inferior, (3) crescimento médio e dossel superior e espécies de (4) crescimento rápido ou pioneiras. Os modelos foram GLMM com erros binomiais, em que K é o número de parâmetros estimados pelo modelo; AIC é o Critério de Informação de Akaike, $\Delta AIC = AIC$ de cada modelo menos o AIC do melhor modelo, sendo que para modelos selecionados o $\Delta AIC < 2$; w_i , são os pesos de Akaike mostrando o suporte relativo para cada modelo.

Grupo 1					
Modelos	df	AIC	ΔAIC	weights	Likelihood
1	13	3270,409	0	1,00e+00	1,00e+00
2	12	3299,159	28,74976	5,72e-07	5,72e-07
3	11	3320,39	49,98066	1,40e-11	1,40e-11
4	9	3338,552	68,14235	1,60e-15	1,60e-15
5	7	3349,885	79,47548	5,52e-18	5,52e-18
6	5	3361,855	91,44546	1,39e-20	1,39e-20
7	3	3369,08	98,67036	3,75e-22	3,75e-22
Grupo 2					
Modelos	df	AIC	ΔAIC	weights	Likelihood
1	13	2087,222	1,9514707	1,15e-01	3,77e-01
2	12	2085,271	0	3,05e-01	1,00e+00
3	11	2086,172	0,9013425	1,94e-01	6,37e-01
4	9	2087,81	2,5395626	8,56e-02	2,81e-01
5	7	2085,387	0,1164215	2,87e-01	9,43e-01
6	5	2091,889	6,6178309	1,11e-02	3,66e-02
7	3	2094,917	9,6463969	2,45e-03	8,04e-03
Grupo 3					
Modelos	df	AIC	ΔAIC	weights	Likelihood
1	13	2131,282	0,1747825	4,63e-01	9,16e-01
2	12	2131,108	0	5,05e-01	1,00e+00
3	11	2137,035	5,9268205	2,61e-02	5,16e-02
4	9	2140,191	9,0833343	5,39e-03	1,07e-02
5	7	2177	45,892494	5,47e-11	1,08e-10
6	5	2176,604	45,496606	6,67e-11	1,32e-10
7	3	2195,246	64,138763	5,97e-15	1,18e-14
Grupo 4					
Modelos	df	AIC	ΔAIC	weights	Likelihood
1	13	256,8228	7,517715	1,72e-02	2,33e-02
2	12	257,8607	8,555611	1,02e-02	1,39e-02
3	11	255,8647	6,559639	2,77e-02	3,76e-02
4	9	256,7762	7,4711	1,76e-02	2,39e-02
5	7	255,2721	5,967005	3,73e-02	5,06e-02
6	5	252,4376	3,132505	1,54e-01	2,09e-01
7	3	249,3051	0	7,36e-01	1,00e+00

Tabela 12. Estimativas e erro padrão do Modelo binomial na escala logito, ou seja, probabilidade de crescimento da floresta, dos grupos funcionais (grupo 1: crescimento lento e dossel médio, grupo 2: crescimento lento e dossel inferior, grupo 3: crescimento médio e dossel superior, grupo 4: crescimento rápido ou pioneiras) e comparações entre os níveis dos fatores pelo teste de Tukey. Os níveis dos fatores comparados são EC que significa exploração convencional, EIR é exploração de impacto reduzido, LST é luz superior total, ALS é alguma luz superior, ML são muitas lianas, PL são poucas lianas, MDC são muitos danos na copa, PDC são poucos danos na copa. O intercepto representa o menor nível de cada fator, sendo eles o tratamento controle que é a área onde não houve exploração, incidência de luz difusa, ausência de liana e árvores sem danos na copa.

(Continua)

Níveis dos fatores	Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
(Intercepto)				
Geral	1,84019	0,43035	4,276	0,00002
Grupo 1	1,45627	0,46803	3,111	0,00186
Grupo 2	1,275313	0,526252	2,423	0,01538
Grupo 3	2,65134	0,53994	4,91	0,00000
Grupo 4	3,6568	0,6412	5,703	0,00000
Tratamento: EC				
Geral	0,61025	0,08791	6,942	0,00000
Grupo 1	0,5031	0,14127	3,561	0,00037
Grupo 2	0,475462	0,162832	2,92	0,00350
Grupo 3	0,74867	0,16081	4,656	0,00000
Tratamento: EIR				
Geral	-0,18752	0,08404	-2,231	0,02567
Grupo 1	-0,62329	0,13057	-4,774	0,00000
Grupo 2	0,141081	0,163105	0,865	0,38706
Grupo 3	0,19287	0,15987	1,206	0,22763
Luminosidade da copa: ALS				
Geral	0,37963	0,12744	2,979	0,00289
Grupo 1	0,43223	0,1837	2,353	0,01863
Grupo 2	0,633323	0,248347	2,55	0,01077
Grupo 3	-0,07567	0,27514	-0,275	0,78330
Luminosidade da copa: LST				
Geral	0,61527	0,13434	4,58	0,00000
Grupo 1	0,65427	0,1966	3,328	0,00088
Grupo 2	0,817784	0,265325	3,082	0,00205
Grupo 3	0,03306	0,28528	0,116	0,90774
Infestação de lianas: PL				
Geral	-0,47732	0,07671	-6,222	0,00000
Grupo 1	-0,43229	0,11462	-3,771	0,00016
Grupo 2	-0,215085	0,15101	-1,424	0,15436
Grupo 3	-0,75118	0,15607	-4,813	0,00000
Infestação de lianas: ML				
Geral	-0,66343	0,11977	-5,539	0,00000
Grupo 1	-0,52115	0,19907	-2,618	0,00885
Grupo 2	-0,166467	0,234726	-0,709	0,47820
Grupo 3	-1,2718	0,21457	-5,927	0,00000
Dano na copa: PDC				
Geral	-0,45782	0,10578	-4,328	0,00002
Grupo 1	-0,65945	0,17243	-3,824	0,00013
Grupo 2	-0,448139	0,198378	-2,259	0,02388
Grupo 3	-0,32743	0,19358	-1,691	0,09075
Dano na copa: MDC				
Geral	-0,54502	0,15168	-3,593	0,00033
Grupo 1	-0,68642	0,25629	-2,678	0,00740
Grupo 2	-0,224776	0,276076	-0,814	0,41554
Grupo 3	-0,69325	0,2843	-2,438	0,01475

				(Conclusão)
Área basal de vizinhos dominantes				
Geral	-0,61982	0,09587	-6,465	0,00000
Grupo 1	-1,02576	0,14517	-7,066	0,00000
Grupo 2	-0,262141	0,194002	-1,351	0,17662
Grupo 3	0,71764	0,23117	3,104	0,00191
Densidade total de vizinhos				
Geral	0,03783	0,01214	3,116	0,00183
Grupo 1	0,10847	0,01944	5,58	0,00000
Grupo 2	-0,005402	0,02393	-0,226	0,82141
Grupo 3	-0,0308	0,0221	-1,393	0,16348

Significância: 0 ‘***’; 0.001 ‘**’; 0.01 ‘*’; 0.05 ‘.’; 0.1 ‘.’.

Tabela 13. Estimativas e erro padrão do Modelo GAMMA na escala logito, ou seja, crescimento da floresta, dos grupos funcionais (grupo 1: crescimento lento e dossel médio, grupo 2: crescimento lento e dossel inferior, grupo 3: crescimento médio e dossel superior, grupo 4: crescimento rápido ou pioneiras) e comparações entre os níveis dos fatores pelo teste de Tukey. Os níveis dos fatores comparados são EC que significa exploração convencional, EIR é exploração de impacto reduzido, LST é luz superior total, ALS é alguma luz superior, ML são muitas lianas, PL são poucas lianas, MDC são muitos danos na copa, PDC são poucos danos na copa. O intercepto representa o menor nível de cada fator, sendo eles o tratamento controle que é a área onde não houve exploração, incidência de luz difusa, ausência de liana e árvores sem danos na copa.

(Continua)

Níveis dos fatores	Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
(Intercepto)				
Geral	-1,376221	0,062027	-22,187	0,0000
Grupo 1	-1,596925	0,080876	-19,745	0,0000
Grupo 2	-1,464118	0,118702	-12,334	0,0000
Grupo 3	-1,346408	0,084814	-15,875	0,0000
Grupo 4	-0,466751	0,174444	-2,676	0,0075
Tratamento: EC				
Geral	0,118493	0,028925	4,097	0,0000
Grupo 1	0,120743	0,043475	2,777	0,0055
Grupo 2	0,162539	0,055849	2,91	0,0036
Grupo 3	0,059322	0,046386	1,279	0,2009
Grupo 4	0,056163	0,10109	0,556	0,5785
Tratamento: EIR				
Geral	0,042932	0,029141	1,473	0,1407
Grupo 1	-0,005812	0,043474	-0,134	0,8936
Grupo 2	0,106873	0,057683	1,853	0,0639
Grupo 3	0,081096	0,04756	1,705	0,0882
Grupo 4	0,068128	0,09807	0,695	0,4873
Luminosidade da copa: ALS				
Geral	-0,018265	0,035503	-0,514	0,6069
Grupo 1	0,051982	0,051999	1	0,3175
Grupo 2	-0,070457	0,079166	-0,89	0,3735
Grupo 3	-0,092875	0,062384	-1,489	0,1366
Grupo 4	0,087828	0,135288	0,649	0,5162
Luminosidade da copa: LST				
Geral	0,127744	0,036747	3,476	0,0005
Grupo 1	0,188592	0,054282	3,474	0,0005
Grupo 2	0,044938	0,082794	0,543	0,5873
Grupo 3	0,082043	0,064211	1,278	0,2014
Grupo 4	0,171791	0,137202	1,252	0,2105
Infestação de lianas: PL				
Geral	-0,155739	0,018211	-8,552	0,0000
Grupo 1	-0,131671	0,027105	-4,858	0,0000
Grupo 2	-0,200633	0,038837	-5,166	0,0000
Grupo 3	-0,116867	0,032078	-3,643	0,0003
Grupo 4	-0,165875	0,06394	-2,594	0,0095
Infestação de lianas: ML				
Geral	-0,279021	0,033298	-8,379	0,0000
Grupo 1	-0,163982	0,054024	-3,035	0,0024
Grupo 2	-0,401921	0,066613	-6,034	0,0000
Grupo 3	-0,271985	0,055769	-4,877	0,0000
Grupo 4	-0,079195	0,127664	-0,62	0,5350
Dano na copa: PDC				
Geral	-0,135375	0,029826	-4,539	0,0000
Grupo 1	-0,185151	0,050316	-3,68	0,0002
Grupo 2	-0,121828	0,058796	-2,072	0,0383
Grupo 3	-0,095097	0,048439	-1,963	0,0496
Grupo 4	-0,151061	0,119209	-1,267	0,2051

(Conclusão)				
Dano na copa: MDC				
Geral	-0,264213	0,051628	-5,118	0,0000
Grupo 1	-0,190391	0,089352	-2,131	0,0331
Grupo 2	-0,328121	0,093299	-3,517	0,0004
Grupo 3	-0,136709	0,089233	-1,532	0,1255
Grupo 4	-0,693825	0,192404	-3,606	0,0003
Área basal de vizinhos dominantes				
Geral	-0,393196	0,030347	-12,956	0,0000
Grupo 1	-0,361114	0,042894	-8,419	0,0000
Grupo 2	-0,277911	0,062882	-4,42	0,0000
Grupo 3	-0,242093	0,057845	-4,185	0,0000
Grupo 4	-0,31077	0,138483	-2,244	0,0248
Densidade total de vizinhos				
Geral	0,00346	0,003484	0,993	0,3207
Grupo 1	0,004424	0,005268	0,84	0,4011
Grupo 2	0,007267	0,007268	1	0,3174
Grupo 3	0,007458	0,005709	1,306	0,1915
Grupo 4	0,001725	0,012348	0,14	0,8889
Significância: 0 ****; 0.001 **; 0.01 *; 0.05 .; 0.1 ‘.				

APÊNDICE K. Mudança das taxas de crescimento e probabilidade de crescimento após a exploração (tempo). Complementar a análise do fator tempo para grupos funcionais.

Figura 15. Influência dos fatores na probabilidade de crescimento florestal em diferentes anos após o manejo florestal.

Figura 16. Influência dos fatores no crescimento florestal em diferentes anos após o manejo florestal.

The background image is a photograph of a forest floor. It shows several tree trunks of varying thicknesses and textures. The ground is covered with a thick layer of fallen, brown, and dry leaves. Some green foliage is visible in the foreground and background, suggesting a lush environment. The lighting is natural, coming from above, creating soft shadows.

CAPÍTULO 3

FATORES QUE IMPULSIONAM A MORTALIDADE NAS FLORESTAS MANEJADAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

3. FATORES QUE IMPULSIONAM A MORTALIDADE NAS FLORESTAS MANEJADAS DA AMAZÔNIA ORIENTAL

RESUMO

A sustentabilidade do manejo atualmente vai além de conhecer taxas de sobrevivência das espécies e conservação da composição e estrutura florestal. As taxas elevadas de mortalidade enfatizam a importância de tratamentos silviculturais que possam estimular o aumento do vigor, evitar a mortalidade e estimular rápido crescimento desses indivíduos e para isso é importante saber o que pode influenciar essas altas taxas de mortalidade, inclusive após a exploração de madeira. Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi conhecer como os fatores relacionados à condição das árvores e vizinhança influenciam a mortalidade florestal após a exploração florestal. Nós avaliamos a influência da exploração convencional (EC) e exploração de impacto reduzido (EIR) e fatores como quantidade de luz, lianas, níveis de danos no fuste e nas copas, qualidade do fuste das árvores, competição multilateral (todas árvores vizinhas no entorno), competição unilateral (árvores vizinhas dominantes) e o tempo após o manejo na mortalidade de uma floresta na Amazônia Oriental. Os principais determinantes de mortalidade foram tipo de exploração florestal adotado, lianas envoltas nas árvores, diâmetro (tamanho das árvores) e danos causados à copa das árvores. Os resultados sugerem que (1) as técnicas de exploração florestal influenciam a mortalidade das árvores, sendo a exploração convencional responsável por maior probabilidade de mortalidade após a colheita florestal; (2) as árvores com nível alto de lianas têm maior probabilidade de mortalidade; (3) as árvores com danos na copa têm maior chance de mortalidade; (4) as maiores árvores (DAP maior) são mais suscetíveis à mortalidade.

Palavras-chave: Manejo Florestal; Mortalidade; Floresta Tropical; Lianas; Danos nas copas.

ABSTRACT

The sustainability of management currently goes beyond knowing species survival rates and conservation of forest composition and structure. The high mortality rates emphasize the importance of silvicultural treatments that can stimulate the increase of vigor, prevent mortality and stimulate rapid growth of these individuals and for this it is important to know what can influence these high mortality rates, even after logging. Thus, the objective of this work was to know how the factors related to the condition of the trees and the neighborhood influence the forest mortality after the forest logging. We evaluated the influence of conventional logging (CL) and reduced impact logging (RIL) and factors such as light quantity, lianas, tree and stem damage levels, tree stem quality, multilateral competition (all neighboring trees in the environment), unilateral competition (dominant neighboring trees), and the time after management in the mortality of a forest in the Eastern Amazon. The main determinants of mortality were the type of logging adopted, lianas surrounded by trees, diameter (size of trees) and damage to the canopy. The results suggest that (1) forest exploitation techniques influence tree mortality, with conventional logging accounting for greater probability of mortality after forest harvesting; (2) trees with a high level of lianas are more likely to be mortal; (3) trees with crown damage have a higher chance of mortality; (4) the largest trees (higher DBH) are more susceptible to mortality.

Keywords: Forest Management; Mortality; Tropical forest; Lianas; Damage to the canopy.

3.1. Introdução

A adoção de técnicas na EIR tem efeito positivo nas taxas de recuperação de volume de biomassa e madeira (Miller et al., 2011; Putz et al., 2008) porque mantém a estrutura e as funções da floresta explorada semelhante a condição original (Zarin et al., 2007), mas não consegue garantir sozinho a recuperação total do estoque de madeira dentro dos ciclos de corte propostos hoje na legislação (Macpherson et al., 2010; Sist e Ferreira, 2007). Após a adoção de técnicas como as da EIR o sistema silvicultural policíclico tem melhorado substancialmente nas últimas décadas (Schwartz et al., 2016), mas as florestas ainda sofrem mudanças na composição florística de suas comunidades (de Avila et al., 2017).

Atualmente o principal desafio para a sustentabilidade dos ciclos de corte vão além das regras relacionadas a regeneração natural (Darrigo et al., 2016), ele diz respeito também as taxas de sobrevivência das espécies visando a conservação da composição florestal. Sabemos que a legislação de exploração no Brasil permite a colheita de alta intensidade para espécies de alto valor e a consequência dessas ações são o declínio populacional acentuado e valorização comercial com o passar dos ciclos, o que aumenta ainda mais a pressão pela exploração dessas espécies (Grogan et al., 2014; Schulze et al., 2008).

Há quase um século a dinâmica de florestas tropicais tem sido estudada (Soriano et al., 2012; McLean, 1919), sendo a dinâmica de clareiras (Schwartz et al., 2012) e crescimento estudados intensivamente (Holzwarth et al., 2013) e as causas da mortalidade ainda praticamente desconhecidas. Décadas após a colheita florestal são percebidos efeitos, como o aumento da mortalidade de árvores remanescentes que duram de 7 a 10 anos após a EIR (Dionisio et al., 2017; Silva et al., 1995). Neste sentido, as baixas taxas de recrutamento de espécies comerciais de crescimento lento e taxas elevadas de mortalidade enfatizam a importância de tratamentos silviculturais que possam estimular o aumento do vigor e rápido crescimento desses indivíduos. Exemplos disso, são estudos com a regeneração de mogno que mostram esta influência das intervenções silviculturais nas taxas de sobrevivência e recrutamento do dossel (Navarro-Cerrillo et al., 2011).

A mortalidade de árvores em uma floresta é um elemento ecológico e demográfico fundamental na sua dinâmica (Chao et al., 2009), por isso é importante entender o que pode influenciar altas taxas de mortalidade inclusive após a exploração de madeira. Essa mortalidade é variável, mas tem tendência a aumentar com interferências mais fortes como a exploração madeireira (Bladon et al., 2008; de Graaf et al., 1999)

Os fatores que geralmente influenciam a mortalidade são ambientais, como o solo, clima, ventos, seca, altas temperaturas e características ecofisiológicas de cada espécie (Hurst et

al., 2011), porém a forma, o tamanho da árvore (Scott e Mitchell, 2005) e diferentes espécies de árvores também podem influenciar essa mortalidade (Bladon et al., 2008). Larson e Franklin (2010) mostram que uma das causas mais frequentes de morte de árvores são os ventos que causam o tombamento de vizinhos e esses eventos estão diretamente relacionados a degradação florestal. Árvores em clareiras causadas pela exploração florestal, na borda da floresta ou redor das clareiras de infraestrutura (estradas, trilhas de arraste e pátio) tem maior risco de morte (Carter et al., 2017; Gray et al., 2012) e as espécies pioneiras são as mais suscetíveis (Peters, 2003). Entretanto, a maioria das espécies podem apresentar um padrão de mortalidade compatível com a hipótese de Janzen-Connell sobre proteção por agrupamentos de espécies em comunidades florestais, afirmando que a sobrevivência de árvores em florestas tropicais ricas em espécies pode ser regulada pela densidade e composição de vizinhos (Peters, 2003).

As mudanças climáticas também têm efeito sobre a mortalidade (Allen et al., 2015), pois a combinação de secas e altas temperaturas podem ocasionar estresse fisiológico nas árvores (Allen et al., 2015; McDowell et al., 2008) ou podem estar indiretamente ligadas às causas de ataques de pragas ou patógenos (Das et al., 2016; Weed et al., 2013). Porém essa mortalidade pode diminuir com o aumento do DAP, visto que árvores maiores são mais resistentes ao estresse e mudanças ambientais (Blundell e Peart, 2001; Clark e Clark, 1992). Vidal et al. (2016) mostraram que na seca de 2010, as menores árvores sofreram 65% dos registros de mortalidade e espécies de baixa densidade e crescimento lento, pioneiras e espécies de crescimento lento e dossel médio foram as mais sensíveis as secas de 2005 e 2010 causadas pelo El niño, apresentando taxas ainda mais elevadas de mortalidade na EC.

Os fatores que influenciam a mortalidade e os efeitos da EIR ainda precisam ser estudados (Sist et al., 2003), visto que a maioria das pesquisas sobre o impacto da EIR em florestas tropicais concentra-se principalmente na regeneração natural (Darrigo et al., 2016; Rivett et al., 2016)

As altas taxas de mortalidade e acentuada escassez de regeneração natural de espécies comerciais causam a redução do volume de madeira em florestas tropicais (Schwartz et al., 2017) e pode afetar os sistemas policíclicos. Portanto, quando o assunto é regeneração natural e recrutamento especificamente, alguns trabalhos têm mostrado que grandes quantidades de luz presentes em áreas degradadas têm influência na coexistência de espécies florestais tolerantes a sombra (Fernandes et al., 2017).

Nabe-Nielsen et al. (2007) defende a hipótese de que o fator limitante para a regeneração é a quantidade de luz que chega ao solo da floresta e as clareiras formadas dependem do tipo de exploração adotado. Mas ainda existem contradições nos estudos, pois há os que

dizem que na EIR as clareiras apresentam o número de plântulas e espécies maior do que em clareiras naturais (Karsten et al., 2013) e outros que defendem maior abundância de plântulas encontradas em clareiras naturais e não clareiras formadas pela exploração madeireira (Kukkonen e Hohnwald, 2009). Entretanto, Rozendaal et al. (2010) defendem que as mudas já presentes no solo da floresta sejam danificadas pelas atividades madeireiras ou pela mudança repentina nas condições de luz, fornecendo assim uma explicação às respostas negativas das atividades madeireiras. Zimmerman e Kormos (2012) mostram também que a regeneração de espécies madeireiras é limitada em clareiras pela competição com lianas e espécies pioneiras de crescimento rápido. Mas quando falamos de espécies pioneiras, sabemos que as perturbações florestais podem acelerar o recrutamento da regeneração (Soriano et al., 2012; Schwartz et al., 2012), entretanto a remoção da serapilheira ou exposição do solo florestal pode afetar positivamente o estabelecimento e desenvolvimento de mudas de espécies comerciais exigentes de luz (Fredericksen e Mostacedo, 2000).

A nível de comunidade, poucos estudos abordam as interações entre as árvores considerando o recrutamento no dossel (Martínez et al., 2013; Lan et al., 2012; Verdú et al., 2009) e fica claro que as interações positivas tendem a ocorrer entre espécies filogeneticamente distantes, sugerindo que a conservação do nicho de recrutamento pode evitar a competição entre espécies recrutas e suas copas impulsionando a recomposição da comunidade florestal (Alcántara et al., 2018). A interação do dossel e recrutamento de outras árvores depende de interações diretas como a competição por luz e nutrientes e indiretas como a dispersão de sementes, predação de sementes, infecções por herbivoria e patógenos. O mesmo se aplica aos conceitos amplamente utilizados de interações planta-planta em estudos de facilitação (Soliveres e Maestre, 2014) ou as interações entre adultos e recrutas coespecíficos no contexto da teoria de JanzenConnell (Comita et al., 2010).

Portanto, a composição de espécies da comunidade pode condicionar a sua dinâmica, determinando quais espécies substituem outras (Alcántara e Rey, 2012; Myster, 2012) e o valor das taxas de recrutamento (Alcántara et al., 2015). Dessa forma, alguns efeitos específicos das espécies dependentes do dossel são esperados, como é o caso de árvores que modificam as propriedades do solo e o microambiente afetando o desenvolvimento de outras árvores (recrutas) que estão abaixo do dossel (van der Putten et al., 2013).

Dessa forma o estudo dos fatores relacionados a mortalidade florestal após a exploração madeireira pode dar subsídio e desenvolver as práticas silviculturais pós-colheita afim de aumentar a velocidade de recuperação da floresta e espécies comerciais especificamente (Schwartz et al., 2017). Esse trabalho tem como objetivo responder as seguintes questões: (i) As

árvores de florestas submetidas à EIR apresentam menor mortalidade do que árvores de florestas exploradas de forma convencional? (ii) Quais fatores relacionados a condição das árvores e da vizinhança têm influenciado a mortalidade das árvores em florestas manejadas? (iii) Qual a relação entre taxa de mortalidade pós-colheita e o diâmetro das árvores? (iv) Existe efeito temporal da colheita florestal na mortalidade e recrutamento das árvores?

Nós previmos que: (1) as taxas de mortalidade de florestas submetidas a EC são maiores. Quanto à associação dos fatores relacionados à condição das árvores e vizinhança com a mortalidade e recrutamento, previmos que: (2) maiores quantidades de luz estão fortemente associadas com o aumento das taxas de mortalidade; (3) aumento da quantidade de lianas nas árvores se associam ao aumento da mortalidade; (4) danos na copa estão associados com o aumento da mortalidade; (5) quanto maior os níveis de competição maior a taxa de mortalidade; (6) A taxa de mortalidade aumenta à medida que o diâmetro das árvores em florestas aumenta. Por fim, para testar a associação das taxas de crescimento com o tempo de repouso da floresta após a exploração, previmos que: (7) Há aumento das taxas de mortalidade logo após a colheita florestal devido às grandes aberturas provenientes das ações de exploração.

3.2. Material e Métodos

3.2.1. Local de estudo

O estudo foi realizado no município de Paragominas localizado na Amazônia Oriental Brasileira (3°17' S; 47°34' W) (Figura 1) no capítulo 2 (página 56), ele já representou um dos centros de processamento de madeira mais importantes da região (Verissimo et al., 1992). A biomassa acima do solo é em média 300 t ha⁻¹ (Uhl et al., 2019). A floresta nesta região é Ombrófila densa com a altura do dossel variando de 25 a 40 metros. Os solos da região são latossolos e a precipitação média anual é de 1700 mm, sendo que a maioria das chuvas são de dezembro a maio. As atividades madeireiras diminuem bastante durante esse período chuvoso (Barreto et al., 1998).

Foi realizada a exploração convencional (75 ha), exploração de impacto reduzido (105 ha) em 1993 e há uma área florestal que não foi manejada (área controle do experimento) de 30ha (West et al., 2014; Barreto et al., 1998; Johns et al., 1996). Nessas áreas, três amostras contínuas de 24,5 ha (350 x 700m) foram destacadas, uma em cada tratamento. Quando comparado a exploração convencional, a exploração de impacto reduzido apresenta maior aproveitamento da madeira colhida (Apêndice A). Vidal et al. (2016) mostraram que sinais de degradação florestal

como a grande quantidade de lianas pode sinalizar ações antropogênicas muitos anos antes do experimento.

O monitoramento de mortalidade das árvores foi realizado após a exploração florestal nos anos de 1993, 1994, 1995, 1996, 1998, 2000, 2003, 2006, 2009, 2014 e 2017. Identificou-se todas as espécies de valor econômico com DAP>10 cm, espécies não-comerciais com DAP>25 cm e para espécies não-comerciais também foi feita uma sub-amostragem para indivíduos com DAP>10 cm em um transecto de 5,25 ha em cada tratamento. O mapeamento de todas as árvores mortas foi feito através do sistema de coordenadas UTM.

3.2.2. Fatores de condição das árvores e vizinhança

Para cada árvore que morreu, foram observados os níveis de luz que incidiam sobre as árvores (luz superior total, alguma luz superior e luz difusa), incidência de lianas no fuste e copas das árvores (sem liana, com pouca liana e muita liana), níveis de danos no fuste e nas copas das árvores (sem danos, pouco dano e muito dano) e característica de qualidade do fuste (ótima, boa e ruim) (Figura 2) no Capítulo 2. Os fatores de condição das árvores e vizinhança foram coletados em 1993, 2003, 2009, 2014 e 2017.

Nós criamos índices de competição para cada árvore nos raios de 5, 10, 15 e 20 metros, sendo chamados de competição multilateral que é caracterizada pela competição generalizada com todos vizinhos ao redor da árvore de interesse e competição unilateral caracterizada pela monopolização de recursos, tais como a luz, água, nutrientes, por árvores vizinhas dominantes (Moravie et al., 1999). As condições para criação dos dois índices são: a densidade, a soma da área basal e volume dos vizinhos que resultou 24 índices de competição (Figura 3) vistos no capítulo 2.

3.3. Análise de dados

Para o estudo das curvas de mortalidade nos vinte e quatro anos após o manejo as áreas experimentais de cada tratamento (exploração convencional, exploração de impacto reduzido e floresta não explorada) foram separados em cinco parcelas iguais (4,9 ha). As taxas de mortalidade em cada parcela foram calculadas de acordo com Primack et al. (1985):

$$m=1-((N1/N0)^{1/t})$$

(1)

Em que m é a taxa anual de mortalidade das árvores, N_0 é o número de indivíduos na amostra inicial, N_1 é o número de indivíduos na amostra final e t é o tempo de observações em ano.

Para selecionar as variáveis que compõem os modelos realizou-se análises de correlação de Spearman e Análise de Componentes Principais, para essas análises exploratórias foram incluídos os índices de competição e as variáveis de condição das árvores (níveis de luz, níveis de liana, qualidade e danos na copa e qualidade e danos no fuste) como mostrado no Capítulo 2 (Apêndice F).

Foram utilizados os dados de sobrevivência das árvores com DAP superior à 25 cm de 1993 a 2017 (a partir do monitoramento de 1993 avaliamos a mortalidade nos intervalos seguintes, mas só nos intervalos para os quais foram coletados os fatores de condição das árvores e vizinhança). Inicialmente, a análise exploratória dos dados foi realizada (Capítulo 2) e os *outliers* dos grupos funcionais e Incremento Periódico Anual em diâmetro (IPAdap) negativos foram excluídos, resultando em 11.267 observações (Apêndice G) levando em consideração cada linha no banco de dados que representava a observação de uma árvore num determinado ano de amostragem.

Para a construção e seleção de modelos estatísticos que determinassem a influência dos fatores estudados na mortalidade das árvores foi utilizada a abordagem da informação-teórica (Burnhan e Anderson, 2002). Antes de iniciar a construção dos modelos foi necessário conhecer a função de distribuição teórica a que os dados mais se assemelhavam e a partir disso, escolher o melhor tipo de modelo.

Foi utilizada a abordagem de Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) com distribuição binomial da variável resposta e função de ligação logito (Zuur et al. 2009). Ambos utilizando as variáveis selecionadas (tratamento, luminosidade da copa, colonização por lianas, danos na copa e índices de competição (Coba3 e Cdens3) como efeitos fixos e efeito aleatório da variação entre as espécies dentro de cada grupo funcional cruzado com efeito do intervalo (ano).

A seleção de modelos foi feita pelo método Backward (Backward Selection Process), onde incorporou-se inicialmente todas as variáveis pré-selecionadas e foram retiradas uma de cada vez. Os critérios de ajuste dos modelos Critério de Informação de Akaike (AIC), foram comparados e aquele com o menor valor de AIC foi selecionado (Burnham e Anderson, 2002).

Os modelos selecionados foram avaliados conforme análises gráficas dos resíduos e variâncias observadas. Testes de razão de verossimilhança (Likelihood Ratio Tests) foram realizados para identificar a influência de cada variável preditora para a explicação da variação observada. As estimativas dos parâmetros dos modelos foram apresentadas em gráficos como

razões de chance (hazard ratios) que varia de 0 a 1 e nas escalas de probabilidade de mortalidade ($Pr > 0$) utilizando os intervalos de confiança a 95%.

Foi utilizado o ambiente R v.3.2.2 (R Core Team, 2017) e os pacotes lme4 (Bates et al., 2015) e optimx (Nash e Varadhan, 2011) para ajustes desses modelos.

3.4. Resultados

3.4.1. Mortalidade florestal e influência dos fatores

Logo após a exploração de impacto reduzido (EIR) e exploração convencional (EC) em 1993 a taxa de mortalidade florestal média aumentou 10,5 e 14% respectivamente e em 1995 essas taxas voltaram a níveis médios que são de aproximadamente 1%. Nos períodos de 2003 a 2006 e 2009 a 2017 (quando houve El-Niño em 2006 e 2010) as taxas de mortalidade voltaram a aumentar e foram de 4,7% e 7,4% na EC e 8,7% e 4,6% na EIR respectivamente. As taxas de mortalidade para as espécies comerciais seguem as mesmas tendências (Figura 17).

Figura 17. Mortalidade das espécies comerciais e de todas as espécies após vinte e quatro anos da exploração convencional e de impacto reduzido.

O modelo que melhor descreve a probabilidade de mortalidade das árvores nos anos que sucedem a exploração é o n° 1 (Tabela 14), o qual não se difere do modelo n° 2 e 3, entretanto possui todos os fatores de condição das árvores e vizinhança.

Tabela 14. Critério de Informação de Akaike para escolha do modelo que explique a probabilidade de mortalidade das árvores na floresta. Os modelos foram GLMM com erros binomiais, em que K é o número de parâmetros estimados pelo modelo; AIC é o Critério de Informação de Akaike, $\Delta AIC = AIC$ de cada modelo menos o AIC do melhor modelo, sendo que para modelos selecionados o $\Delta AIC < 2$; w_i são os pesos de Akaike mostrando o suporte relativo para cada modelo.

Modelos	Df	AIC	ΔAIC	Weights	Likelihood
1	15	6464,42	0,5412	3,13e-01	7,63e-01
2	14	6464,83	0,9517	2,55e-01	6,21e-01
3	13	6463,88	0	4,10e-01	1,00e+00
4	12	6469,61	5,7328	2,33e-02	5,69e-02
5	10	6672,36	208,4818	2,19e-46	5,35e-46
6	8	6686,10	222,2181	2,28e-49	5,57e-49
7	6	6684,05	220,1675	6,36e-49	1,55e-48
8	4	6742,19	278,3082	1,51e-61	3,68e-61
9	5	6739,97	276,0943	4,56e-61	1,11e-60

O modelo 1 foi o melhor entre os 10 modelos selecionados e os fatores que influenciam a mortalidade são o tipo de exploração realizada, o dano que a exploração causa nas copas e o tamanho do DAP das árvores.

No modelo binomial que descreve a probabilidade de mortalidade da floresta estudada, as técnicas de exploração florestal influenciaram a mortalidade das árvores, sendo a exploração convencional responsável por maior probabilidade de mortalidade após a colheita florestal, as árvores com maior quantidade de lianas e maior nível de danos na copa tiveram probabilidade de mortalidade também maiores. O tamanho das árvores também influenciou a mortalidade sendo as maiores árvores (maior DAP) mais suscetíveis. O aumento da quantidade de luz e aumento da competição não mostraram influência na mortalidade florestal (Tabela 15 e Tabela 16).

Tabela 15. Testes de razão de verossimilhança para o modelo binomial mostrando a influência dos fatores tratamento (trat), quantidade de luz (luz), quantidade de lianas (liana), dano na copa (dcopa), competição multilateral por densidade 15 metros ao redor das árvores (Cdens3) e competição unilateral por área basal 15 metros ao redor das árvores (Coba3) na probabilidade de mortalidade florestal. Os modelos foram GLMM com erros binomiais e a probabilidade de mortalidade das árvores como variáveis resposta; influência dos fatores como variáveis preditoras fixas e o período após a exploração florestal (ano) como variável aleatória. “K” = número de parâmetros estimados pelo modelo; Log (Like), a log-verossimilhança do modelo, um indicador de ajuste; AIC = critério de informação de Akaike; Δ AIC = AIC do modelo sem cada fator - AIC do modelo completo, sendo os fatores com maior influência na mortalidade aqueles com menor valor de Δ AIC, esse valor mostra quanto o fator contribui para explicar a mortalidade das árvores; desviance é o erro da estimativa

Df	K	AIC	Δ AIC	log(Like)	Desvio	χ^2	P
Modelo completo	15	6464,4	0	-3217,2	6434,4		
dap	14	6468,8	4,4	-3220,4	6440,8	63.992	0,01142 *
trat	13	6495,7	31,3	-3234,8	6469,7	35.252	2,214e-08 ***
luz	13	6460,9	-3,5	-3217,4	6434,9	0	0,7919
lianas	13	6467,6	3,2	-3220,8	6441,6	7,1452	0,02808 *
dcopa	13	6669,6	205,2	-3321,8	6643,6	209,19	< 2,2e-16 ***
Coba3	14	6462,4	-2	-3217,2	6434,4	0	0,8651
Cdens3	14	6464,8	2,4	-3218,4	6436,8	24.105	0,1205

Significância: 0 **** 0,001 *** 0,01 ** 0,05 * 0,1 ‘ ’ 1

Tabela 16. Influência dos fatores na probabilidade de mortalidade florestal sendo explicado pela estimativa que é o valor que descreve a probabilidade de mortalidade, o erro padrão, z value e $\Pr(> |z|)$ que mostram a significância dos níveis dos fatores. Onde o Intercepto é o nível mais baixo de cada fator (área que não foi explorada que é chamada controle, árvores que recebem luz difusa, sem lianas e sem danos), EC é exploração convencional, EIR é exploração de impacto reduzido, LST é luz superior total, ALS é alguma luz superior, PL representa poucas lianas, ML representa muitas lianas, PDC são poucos danos na copa, MDC são muitos danos na copa, Coba3 é a competição unilateral considerando a área basal das árvores em raio de 15 metros em volta da árvore analisada, Cdens3 é a competição multilateral considerando a área basal das árvores em raio de 20 metros em volta da árvore analisada e DAP é a influência do tamanho da árvore na mortalidade.

	Estimate	Std. Error	z value	$\Pr(> z)$
(Intercept)	-3,7615	1,020918	-3,684	2,29e-04***
EC	-0,23425	0,084426	-2,775	5,53e-03**
EIR	-0,5846	0,09803	-5,963	2,47e-09***
ALS	0,109376	0,159798	0,684	4,93e-01
LST	0,098794	0,166842	0,592	5,5e-01
PL	0,03877	0,081317	0,477	6,3e-01
ML	0,343988	0,128222	2,683	7,3e-03**
PDC	0,981559	0,115461	8,501	< 2e-16***
MDC	2,178032	0,154672	14,082	< 2e-16***
DAP	0,007514	0,00286	2,627	8,6e-03**
Coba3	0,022949	0,133382	0,172	0,863397
Cdens3	0,020796	0,013206	1,575	0,115321

Significância: 0 **** 0,001 *** 0,01 ** 0,05 * 0,1 ‘ ’ 1

Na área florestal explorada convencionalmente as árvores têm 24% mais de probabilidade de morrer do que uma floresta que passou por EIR e 20% a menos do que uma área não explorada. A EIR teve sua probabilidade de mortalidade reduzida até quando comparada a área não explorada, 44% menor (Figura 18).

O estudo mostrou também que quanto maior o nível de lianas na floresta, maior a chance de mortalidade. Árvores com poucas e muitas lianas no fuste e na copa têm as taxas de mortalidade respectivamente 3,9% e 41% maior, quando comparadas às que não possuem lianas. Quando analisamos danos na copa após o manejo e algum dano eventual durante os 24 anos de monitoramento, percebemos que as árvores que são pouco ou muito danificadas, tem uma chance maior de mortalidade, respectivamente 167% e 783% quando comparadas às árvores que não foram danificadas (Figura 18).

Figura 18. Fatores que influenciam as taxas de mortalidade das árvores. Os diferentes fatores e seus níveis são: (A) Tratamentos: floresta não explorada (controle), exploração convencional (EC), exploração de impacto reduzido (EIR); (B) Quantidade de cobertura de lianas nas árvores: sem liana (nenhum), pouca liana, muita liana; (C) Quantidade de danos na copa: Sem danos (nenhum), Pouco dano, Muito dano; (D) Probabilidade de mortalidade com o aumento do DAP das árvores.

Os fatores lianas, danos na copa, tamanho em DAP da árvore que mostraram influência na mortalidade, também tiveram efeito do período após a exploração (tempo) em que foram observadas. A probabilidade de mortalidade das árvores aumentou 15 anos após a exploração, mostrando que fatores como o regime de precipitação e secas (El-Niño) podem ter influenciado mais que a exploração florestal em 1993 ou os fatores ambientais estudados (Figura 19; Figura 20).

Figura 19. Influência dos fatores (A) tipo de exploração florestal: floresta não explorada (controle), exploração de impacto reduzido (EIR), exploração convencional (EC) (B) infestação de lianas, (C) danos na copa e (D) DAP (cm) na probabilidade de mortalidade florestal em diferentes anos após o manejo florestal.

3.5. Discussão

As florestas exploradas com técnicas de baixo impacto (EIR) têm menores taxas de mortalidade do que a explorada com alto impacto (EC), sendo cerca de 24% menos como mostrado na presente pesquisa. Existem estudos que mostram a influência da intensidade do manejo na mortalidade florestal, reafirmando os resultados dessa pesquisa já que na EC as intensidades são geralmente maiores (Dionísio et al., 2017). A taxa de mortalidade de árvores danificadas é sempre maior do que árvores sadias, dessa forma não se deve ignorar a presença dessas árvores quando se contrói modelos econômicos para manejo de floresta tropicais, caso contrário estaríamos subestimando a quantidade de carbono armazenada nessas florestas. Sendo assim a EIR por apresentar menores danos, tem menores taxas de mortalidade ao longo do ciclo de corte e é economicamente mais atraente do que a EC (van der Werf et al., 2019).

Ao analisar os níveis de danos na copa das árvores após a exploração florestal e algum dano eventual durante os 24 anos de monitoramento, percebemos que quanto maior o dano na copa da árvore maior a probabilidade de mortalidade, sendo até 783% comparado a árvores não danificadas. Bladon et al. (2008) confirmam esses resultados e mostram que árvores com maior dano no fuste e copa após as operações de exploração florestal tiveram maior mortalidade e em Arellano et al. (2019) a forma e dano na copa das árvores está diretamente relacionado a densidade da madeira e mortalidade.

Visser et al. (2018) mostrou que a sobrevivência das árvores diminui com o aumento da infestação por lianas e a composição das espécies também podem mudar. O nosso estudo confirmou esses dados e mostrou que árvores sem infestação de lianas tem 44% de chance de se manter viva na floresta, a presença das lianas pode aumentar o estado de degradação florestal e levar as árvores a morte. Zimmerman e Kormos (2012) mostraram também que a regeneração de espécies madeireiras pode ser limitada em clareiras pela competição com lianas.

Nosso trabalho mostrou que o aumento do DAP das árvores é acompanhado pelo aumento da mortalidade, mas o trabalho de Dionísio et al. (2017) mostrou que a taxa de mortalidade após EIR e em áreas não exploradas não foram influenciadas pelo tamanho das árvores. Hawthorne et al. (2012) mostraram que existe sim uma relação da mortalidade e o tamanho das árvores, sendo as de menores classes diamétricas as que apresentaram maiores taxas de mortalidade logo após a exploração e que essa mortalidade cai abaixo de 2% após 22 anos, sendo diferente do relatado na área de estudo do presente trabalho que passou por períodos de estiagem e seca e aumentou a mortalidade no final dos 24 anos monitorados.

Darrigo et al. (2016) mostra que pode haver um aumento da mortalidade por 11 anos nas áreas em que houve exploração de madeira e dificuldade de regeneração de espécies

madeiras de alto valor como *Swietenia macrophylla* e *Amburana cearenses* e essas espécies poderiam ser facilitadas com intervenções silviculturais pós-colheita. Em contradição, foi encontrado neste estudo um aumento da mortalidade 11 anos depois das ações de manejo que pode ter sido influenciado pelos regimes de precipitação que mudaram nos anos de 2006 e 2010 também conhecidos como El-Niño. Estudos como de Aleixo et al. (2019), Allen et al. (2015) e McDowell et al. (2008) mostram que altas temperaturas e anos de seca extrema aumentam a mortalidade das árvores por pelo menos dois anos após o evento climático e especialmente de espécies de vida curta, o que pode resultar em um sequestro de carbono mais rápido, porém menor armazenamento de carbono em florestas tropicais. As mudanças climáticas estão diretamente ligadas a surtos de doenças e pragas florestais (Weed et al., 2013), além de patógenos que causam podridão nas árvores (Das et al., 2016).

Piponiot et al. (2016) mostram que as variações do estoque de carbono acima do solo após a exploração madeireira entre regiões na Amazônia são explicadas pela média de carbono acima do solo de cada local, condições climáticas (precipitação anual), sazonalidade de precipitação e densidade aparente do solo. Eles mostram que no sul da Amazônia, o estresse hídrico sazonal elevado é a principal limitação na recuperação do carbono acima do solo e causador de mortalidade.

3.6. Conclusão

Conclui-se que em uma área não explorada ou explorada convencionalmente a probabilidade de mortalidade florestal é maior do que em áreas exploradas com técnicas de baixo impacto. Além disso, quanto maior o nível de lianas e danos nas copas das árvores após a exploração florestal maior a chance de mortalidade.

O tamanho das árvores também influencia a mortalidade, com o aumento do diâmetro há maior chance de mortalidade. Entretanto, o aumento da quantidade de luz e competição com outras árvores não estão associados com a mortalidade florestal.

A mortalidade florestal aumentou 15 anos após a exploração de madeira. Fatores como o regime de precipitação e secas (El-Niño) e a falta de tratamentos silviculturais por um longo período pode resultar em alta mortalidade.

REFERÊNCIAS

- Alcántara, J.M., Pulgar, M., Trøjelsgaard, K., Garrido, J.L., Rey, P.J., 2018. Stochastic and deterministic effects on interactions between canopy and recruiting species in forest communities. *Functional Ecology* 32, 2264–2274.
- Alcántara, J.M., Rey, P.J., 2012. Linking topological structure and dynamics in ecological networks. *The American Naturalist* 180, 186–199.
- Alcántara, J.M., Rey, P.J., Manzaneda, A.J., 2015. A model of plant community dynamics based on replacement networks. *Journal of Vegetation Science* 26, 524–537.
- Aléixo, I., Norris, D., Hemerik, L., Barbosa, A., Prata, E., Costa, F., Poorter, L., 2019. Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. *Nature Climate Change* 9.
- Allen, C.D., Breshears, D.D., McDowell, N.G., 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6, art129.
- Arellano, G., Medina, N.G., Tan, S., Mohamad, M., Davies, S.J., 2019. Crown damage and the mortality of tropical trees. *New Phytologist* 221, 169–179.
- Barreto, P., Amaral, P., Vidal, E., Uhl, C., 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108, 9–26.
- Bladon, K.D., Lieffers, V.J., Silins, U., Landhäusser, S.M., Blenis, P. V., 2008. Elevated mortality of residual trees following structural retention harvesting in boreal mixedwoods. *The Forestry Chronicle* 84, 70–75.
- Blundell, A.G., Peart, D.R., 2001. Growth strategies of a shade-tolerant tropical tree: the interactive effects of canopy gaps and simulated herbivory. *Journal of Ecology* 89, 608–615.
- Carter, D.R., Seymour, R.S., Fraver, S., Weiskittel, A., 2017. Reserve tree mortality in two expanding-gap silvicultural systems 20 years after establishment in the Acadian forest of Maine, USA. *Forest Ecology and Management* 126, 21.
- Chao, K.-J., Phillips, O.L., Monteagudo, A., Torres-Lezama, A., Vásquez Martínez, R., 2009. How do trees die? Mode of death in northern Amazonia. *Journal of Vegetation Science* 20, 260–268.
- Clark, D.A., Clark, D.B., 1992. Life History Diversity of Canopy and Emergent Trees in a Neotropical Rain Forest. *America* 62, 315–344.
- Comita, L.S., Muller-Landau, H.C., Aguilar, S., Hubbell, S.P., 2010. Asymmetric Density Dependence Shapes Species Abundances in a Tropical Tree Community. *Science* 329, 330–332.
- Darrigo, M.R., Venticinque, E.M., Santos, F.A.M. dos, 2016. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. *Forest Ecology and Management* 360, 52–59.
- Das, A.J., Stephenson, N.L., Davis, K.P., 2016. Why do trees die? Characterizing the drivers of background tree mortality. *Ecology* 97, 2616–2627.
- de Avila, A.L., Schwartz, G., Ruschel, A.R., Lopes, J. do C., Silva, J.N.M., Carvalho, J.O.P. de, Dormann, C.F., Mazzei, L., Soares, M.H.M., Bauhus, J., 2017. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management* 385, 225–235.
- de Graaf, N., Poels, R.L., Van Rompaey, R.S.A., 1999. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. *Forest Ecology and Management* 124, 123–135.

- Dionisio, L.F.S., Schwartz, G., Mazzei, L., Lopes, J. do C., Santos, G.G.A. dos, Oliveira, F. de A., 2017. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 401, 1–7.
- Fredericksen, T.S., Mostacedo, B., 2000. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 131, 47–55.
- Gray, A.N., Spies, T.A., Pabst, R.J., 2012. Canopy gaps affect long-term patterns of tree growth and mortality in mature and old-growth forests in the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management* 281, 111–120.
- Grogan, J., Landis, R.M., Free, C.M., Schulze, M.D., Lentini, M., Ashton, M.S., 2014. Big-leaf mahogany *Swietenia macrophylla* population dynamics and implications for sustainable management. *Journal of Applied Ecology* 51, 664–674.
- Holzwarth, F., Kahl, A., Bauhus, J., Wirth, C., 2013. Many ways to die - partitioning tree mortality dynamics in a near-natural mixed deciduous forest. *Journal of Ecology* 101, 220–230.
- Hurst, J.M., Allen, R.B., Coomes, D.A., Duncan, R.P., 2011. Size-Specific Tree Mortality Varies with Neighbourhood Crowding and Disturbance in a Montane *Nothofagus* Forest. *PLoS ONE* 6, e26670.
- Johns, J.S., Barreto, P., Uhl, C., 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89, 59–77.
- Karsten, R.J., Jovanovic, M., Meilby, H., Perales, E., Reynel, C., 2013. Regeneration in canopy gaps of tierra-firme forest in the Peruvian Amazon: Comparing reduced impact logging and natural, unmanaged forests. *Forest Ecology and Management* 310, 663–671.
- Kukkonen, M., Hohnwald, S., 2009. Original article Comparing floristic composition in treefall gaps of certified , conventionally managed and natural forests of northern Honduras. *Annals of Forest Science* 66, 809p1-80pP2.
- Lan, G., Getzin, S., Wiegand, T., Hu, Y., Xie, G., Zhu, H., Cao, M., 2012. Spatial Distribution and Interspecific Associations of Tree Species in a Tropical Seasonal Rain Forest of China. *PLoS ONE* 7.
- Larson, A.J., Franklin, J.F., 2010. The tree mortality regime in temperate old-growth coniferous forests: the role of physical damage. *Canadian Journal of Forest Research* 40, 2091–2103.
- Macpherson, A.J., Schulze, M.D., Carter, D.R., Vidal, E., 2010. A Model for comparing reduced impact logging with conventional logging for an Eastern Amazonian Forest. *Forest Ecology and Management* 260, 2002–2011.
- Martínez, I., Wiegand, T., González-Taboada, F., Obeso, J.R., 2013. Spatial associations among tree species in a temperate forest community in North-western Spain. *Forest Ecology and Management* 260, 456–465.
- McDowell, N., Pockman, W.T., Allen, C.D., Breshears, D.D., Cobb, N., Kolb, T., Plaut, J., Sperry, J., West, A., Williams, D.G., Yepez, E.A., 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* 178, 719–739.
- McLean, R.C., 1919. *Studies in the Ecology of Tropical Rain-Forest : With Special Reference to the Forests of South Brazil* Published by : British Ecological Society 'STUDIES RAIN-FOREST' : British ecological Society 7, 121–172.
- Miller, S.D., Goulden, M.L., Huttyra, L.R., Keller, M., Saleska, S.R., Wofsy, S.C., Figueira, A.M.S., da Rocha, H.R., de Camargo, P.B., 2011. Reduced impact logging minimally alters tropical rainforest carbon and energy exchange. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 19431–19435.
- Moravie, M.-A., Durand, M., Houllier, F., 1999. Ecological meaning and predictive ability of social status, vigour and competition indices in a tropical rain forest (India). *Forest Ecology and Management* 117, 221–240.

- Myster, R.W., 2012. Plants Replacing Plants: The Future of Community Modeling and Research. *Botanical Review* 78, 2–9.
- Nabe-Nielsen, J., Severiche, W., Fredericksen, T., Nabe-Nielsen, L.I., 2007. Timber tree regeneration along abandoned logging roads in a tropical Bolivian forest. *New Forests* 34, 31–40.
- Navarro-Cerrillo, R.M., Griffith, D.M., Ramírez-Soria, M.J., Pariona, W., Golicher, D., Palacios, G., 2011. Enrichment of big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in logging gaps in Bolivia: The effects of planting method and silvicultural treatments on long-term seedling survival and growth. *Forest Ecology and Management* 262, 2271–2280.
- Peters, H. a., 2003. Neighbour-regulated mortality: the influence of positive and negative density dependence on tree populations in species-rich tropical forests. *Ecology Letters* 6, 757–765.
- Piponiot, C., Sist, P., Mazzei, L., Peña-Claros, M., Putz, F.E., Rutishauser, E., Shenkin, A., Ascarrunz, N., de Azevedo, C.P., Baraloto, C., França, M., Guedes, M., Honorio Coronado, E.N., D'Oliveira, M.V., Ruschel, A.R., da Silva, K.E., Doff Sotta, E., de Souza, C.R., Vidal, E., West, T.A., Hérault, B., 2016. Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in Amazonian forests. *eLife* 5. <https://doi.org/10.7554/eLife.21394>
- Primack, R.B., Ashton, P.S., Chai, P., Lee, H.S., 1985. Growth Rates and Population Structure of Moraceae Trees in Sarawak, East Malaysia. *Ecology* 66, 577–588.
- Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 256, 1427–1433.
- Rivett, S.L., Bicknell, J.E., Davies, Z.G., 2016. Effect of reduced-impact logging on seedling recruitment in a neotropical forest. *Forest Ecology and Management* 367, 71–79.
- Rozendaal, D.M.A., Soliz-Gamboa, C.C., Zuidema, P.A., 2010. Timber yield projections for tropical tree species: The influence of fast juvenile growth on timber volume recovery. *Forest Ecology and Management* 259, 2292–2300.
- Schulze, M., Grogan, J., Landis, R.M., Vidal, E., 2008. How rare is too rare to harvest? *Forest Ecology and Management* 256, 1443–1457.
- Schwartz, G., Bais, A.L.S., Peña-Claros, M., Hoogstra-Klein, M.A., Mohren, G.M.J., Arts, B.J.M., 2016. Profitability of silvicultural treatments in logging gaps in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Forest Science* 28, 68–78.
- Schwartz, G., Peña-Claros, M., Lopes, J.C. a., Mohren, G.M.J., Kanashiro, M., 2012a. Mid-term effects of reduced-impact logging on the regeneration of seven tree commercial species in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 274, 116–125.
- Schwartz, G., Peña-Claros, M., Lopes, J.C.A., Mohren, G.M.J., Kanashiro, M., 2012b. Mid-term effects of reduced-impact logging on the regeneration of seven tree commercial species in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 274, 116–125.
- Schwartz, G., Pereira, P.C.G., Siviero, M.A., Pereira, J.F., Ruschel, A.R., Yared, J.A.G., 2017. Enrichment planting in logging gaps with *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby: A financially profitable alternative for degraded tropical forests in the Amazon. *Forest Ecology and Management* 390, 166–172.
- Scott, R.E., Mitchell, S.J., 2005. Empirical modelling of windthrow risk in partially harvested stands using tree, neighbourhood, and stand attributes. *Forest Ecology and Management* 218, 193–209.

- Silva, J.N.M., de Carvalho, J.O.P., Lopes, J. d. C.A., de Almeida, B.F., Costa, D.H.M., de Oliveira, L.C., Vanclay, J.K., Skovsgaard, J.P., 1995. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management* 71, 267–274.
- Sist, P., Ferreira, F.N., 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 243, 199–209.
- Sist, P., Picard, N., Gourlet-Fleury, S., 2003. Sustainable cutting cycle and yields in a lowland mixed dipterocarp forest of Borneo. *Annals of Forest Science* 60, 803–814.
- Soliveres, S., Maestre, F.T., 2014. Plant–plant interactions, environmental gradients and plant diversity: A global synthesis of community-level studies. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 16, 154–163.
- Soriano, M., Kainer, K.A., Staudhammer, C.L., Soriano, E., 2012. Implementing multiple forest management in Brazil nut-rich community forests: Effects of logging on natural regeneration and forest disturbance. *Forest Ecology and Management* 268, 92–102.
- Uhl, C., Buschbacher, R., Serrao, E.A.S., 2019. Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of Plant Succession. *Journal of Ecology* 76, 663–681.
- van der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Bever, J.D., Bezemer, T.M., Casper, B.B., Fukami, T., Kardol, P., Klironomos, J.N., Kulmatiski, A., Schweitzer, J.A., Suding, K.N., Van de Voorde, T.F.J., Wardle, D.A., 2013. Plant-soil feedbacks: the past, the present and future challenges. *Journal of Ecology* 101, 265–276.
- van der Werf, E., Indrajaya, Y., Mohren, F., van Ierland, E.C., 2019. Logging damage and injured tree mortality in tropical forest management. *Natural Resource Modeling* 1–20.
- Verdú, M., Rey, P.J., Alcántara, J.M., Siles, G., Valiente-Banuet, A., 2009. Phylogenetic signatures of facilitation and competition in successional communities. *Journal of Ecology* 97, 1171–1180.
- Verissimo, A., Barreto, P., Mattos, M., Tarifa, R., Uhl, C., 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. *Forest Ecology and Management* 55, 169–199.
- Vidal, E., West, T.A.P.P., Putz, F.E., 2016. Recovery of biomass and merchantable timber volumes twenty years after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management* 376, 1–8.
- Visser, M.D., Schnitzer, S.A., Muller-Landau, H.C., Jongejans, E., de Kroon, H., Comita, L.S., Hubbell, S.P., Wright, S.J., 2018. Tree species vary widely in their tolerance for liana infestation: A case study of differential host response to generalist parasites. *Journal of Ecology* 106, 781–794.
- Weed, A.S., Ayres, M.P., Hicke, J.A., 2013. Consequences of climate change for biotic disturbances in North American forests. *Ecological Monographs* 83, 441–470.
- West, T.A.P., Vidal, E., Putz, F.E., 2014. Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management* 314, 59–63. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.022>
- Zarin, D.J., Schulze, M.D., Vidal, E., Lentini, M., 2007. Beyond Reaping the First Harvest: Management Objectives for Timber Production in the Brazilian Amazon. *Conservation Biology* 21, 916–925.
- Zimmerman, B.L., Kormos, C.F., 2012. Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests. *BioScience* 62, 479–487.

CAPÍTULO 4

PADRÃO DE CRESCIMENTO E VALORIZAÇÃO ECONÔMICO-FINANCEIRA DE ESPÉCIES MADEIREIRAS VINTE E QUATRO ANOS APÓS O MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL

4. PADRÃO DE CRESCIMENTO E VALORIZAÇÃO ECONÔMICO-FINANCEIRA DE ESPÉCIES MADEIREIRAS VINTE E QUATRO ANOS APÓS O MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL

RESUMO

A implementação da exploração de impacto reduzido (EIR) é essencial para o desenvolvimento sustentável, mas a extração ilegal e práticas insustentáveis no manejo florestal continuam aumentando na região amazônica e são responsáveis pela diminuição da disponibilidade de madeira. Mesmo nos baseando nas diretrizes da EIR, sabemos que a alta intensidade das colheitas e adoção de baixo Diâmetros Mínimo de Corte (DMC), não são adequados para sustentar os rendimentos de madeira no ciclo de corte mínimo estipulado pela legislação brasileira. Portanto, conhecer o crescimento e valor das espécies florestais manejadas é indispensável para adequação da legislação aplicada ao manejo e garantia da sustentabilidade florestal. Nesse estudo, objetivamos determinar as curvas de crescimento de espécies nativas madeireiras e seu incremento financeiro durante vinte quatro anos após a EIR e exploração convencional (EC). Foram analisadas se as práticas de manejo adotadas atualmente garantem a sustentabilidade florestal. A pesquisa foi realizada em Paragominas, estado do Pará, em áreas que passaram por EC, EIR em 1993 e uma área controlada onde a floresta não foi explorada. Analisamos as curvas de crescimento de onze espécies madeireiras de 1993 a 2017 para entendermos a recuperação e valorização do estoque de madeira após cada tipo de exploração florestal. Para a maioria das espécies, o incremento diamétrico e a área basal tenderam a aumentar com o uso de técnicas de baixo impacto na exploração. No entanto, as espécies tiveram também drástica diminuição do diâmetro devido a vários eventos do El Niño (2005 e 2010). O crescimento de espécies como *Dipteryx odorata* (Aubl.) Willd., *Manilkara bidentata* (A.DC.) A.Chev., *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach. e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose é muito lento e a alta intensidade de corte e baixo DMC podem retardar ainda mais a velocidade de crescimento. Evidentemente, isso evidencia a necessidade de mudança na legislação para solucionar esse problema. As menores árvores apresentaram menor crescimento, ficando evidente a importância da prevenção de danos nas atividades de exploração e tratamentos silviculturais que favoreçam o crescimento dessas árvores. Entretanto, para as árvores maiores houve oscilação das taxas de crescimento logo após a exploração, devido à alta incidência de luz seguidas das secas extremas causadas pelo El-Niño. Além disso, as espécies que mais valorizaram foram as de madeira nobre e densidade alta, que são substituídas ao longo do tempo por espécies de baixa densidade devido a exploração não garantir a sustentabilidade.

Palavras-chave: Crescimento florestal; Valorização da madeira; Manejo florestal sustentável; Amazônia brasileira

ABSTRACT

The implementation of Reduced Impact Logging (RIL) is essential for sustainable development, but illegal logging and unsustainable forest management practices continue to increase in the Amazon region and are responsible for the decrease in timber availability. Despite having the RIL guidelines, it is well known that high logging intensities and adoption of low Minimum Cutting Diameters (MCD) are not adequate to sustain timber yields in the

minimum cutting cycle stipulated by Brazilian legislation. Therefore, knowing the growth and value of managed forest species is indispensable for the adequacy of legislation applied to the management and guarantee of forest sustainability. In this study, we aim to determine the growth curves of native timber species and their financial increase during a twenty four year period after the implementation of RIL and Conventional Logging (CL). We analyze if the current management practice adopted guarantees forest sustainability. The research was carried out in Paragominas, Pará, in areas that underwent CL, RIL in 1993 and in a controlled area where the forest was not explored. We analyzed the growth curves of eleven timber species from 1993 to 2017 to understand the recovery and valorization of the wood stock after each type of forest exploitation. For most species, the diameter increases and the basal area tended to increase with the use of low impact logging techniques. However, species also had a drastic decrease in diameter due to several El Niño events (2005 and 2010). The growth of species such *Dipteryx odorata* (Aubl.) Willd., *Manilkara bidentata* (A.DC.) A.Chev., *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach. and *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose are very slow and high cutting intensity and low MCD can further slow this growth. Evidently, this highlights the need for a change in legislation to solve this problem. The smaller trees record in this study presented overall lower growth rates, highlighting the importance of damage prevention in logging activities and adoption of silvicultural treatments that favor the growth of these trees. However, for the larger trees recorded, growth rates oscillated soon after the exploration, due to the high incidence of light followed by the extreme droughts caused by El-Niño. In addition, the species most valued were those of noble wood and high density, which are replaced over time by species of low density as exploitation does not guarantee the sustainability of the species.

Keywords: Forest growth; Valorization of wood; Sustainable forest management; Brazilian Amazon

4.1. Introdução

A Amazônia é um bioma com importância global, provedor de serviços ecossistêmicos que vão desde a regulação climática e hídrica até a provisão de alimentos (Kull et al., 2015; Solen et al., 2018), além de possuir um quarto de toda biodiversidade do planeta (Malhi et al., 2008). Desde a década de 1970, 15% da área da floresta amazônica vem sendo perdida e o efeito de novas perdas na região pode ser dramático, pois embora tenha havido grande esforço para mapear impactos locais e regionais das perdas florestais na Amazônia, pouco se sabe sobre a valorização e crescimento de espécies madeireiras tropicais e da Amazônia em particular (Navrud e Strand, 2018).

A produção brasileira de madeira teve ligeiro aumento em 2016 (29,2 milhões de m³), embora tenha diminuído nos últimos anos com a crise e o declínio da disponibilidade do produto em tora para o setor, que resultou em fechamento de muitas empresas madeireiras (ITTO, 2018). A diminuição da disponibilidade de madeira se deve ao aumento do rigor no combate a extração ilegal de madeira e das exigências do mercado consumidor, dessa forma estudos têm mostrado que regulamentações governamentais e fiscalização adequadas podem controlar atividades

florestais ilegais (Soares-Filho et al., 2014) e pagamento por serviços ambientais atualmente são bastante discutidos no sentido de tornar a conservação de florestas tropicais financeiramente viável (Börner et al., 2014). No entanto, a extração ilegal e práticas insustentáveis de manejo florestal continuam acontecendo na região amazônica e colaboram para o aumento do desmatamento (Pedro H. S. Brancalion et al., 2018).

Nesse sentido, estudos que comparam a exploração de impacto reduzido (EIR) e a exploração convencional (EC) demonstram claramente que a implementação do primeiro é componente essencial para o desenvolvimento sustentável (Valle et al., 2007; Macpherson et al., 2010), avanço na silvicultura de espécies nativas (Schulze et al., 2008a; Grogan et al., 2014) e aproveitamento desses conhecimentos para a restauração de florestas (Petrokofsky et al., 2015b). Além disso, a EIR é um pré-requisito para qualquer floresta em processo de certificação (Medjibe et al., 2013; McDermott, 2014). Entretanto, apesar da EIR ser menos impactante, sabemos que a colheita em alta intensidade e com baixos diâmetros mínimos de corte, mesmo com a aplicação deste tipo de exploração, não é adequada para sustentar os rendimentos de madeira em ciclos de corte mínimo estipulado pela legislação brasileira (Valle et al., 2007; Macpherson et al., 2012; Free et al., 2014).

Em vários países dos trópicos, tais como Brasil (Amazônia), Congo Basin, Guiana (Pibiri), Malásia (Sabah, Sarawak, Terengganu), Indonésia (East Kalimantan) e Gabão (Monts de Cristal) tem-se estudado ciclos de produção de madeira, custo e melhores alternativas de manejo sustentável (Medjibe e Putz, 2012). Na Indonésia, por exemplo, EIR em uma intensidade de 7 a 8 árvores ha⁻¹, pode sustentar rendimentos volumétricos em ciclos de corte de 40 anos, enquanto que nas intensidades mais elevadas, a recuperação volumétrica requer, pelo menos, 60 anos (Sist e Nguyen-the, 2002; Edwards et al., 2012). Na Amazônia, a extração seletiva de madeira, em ciclos de corte de 30 anos, necessita de uma intensidade de exploração reduzida (Macpherson et al., 2010; Sist e Ferreira, 2007).

Estudos mostram que algumas espécies são ameaçadas de extinção pelo desconhecimento de seu funcionamento e comportamento biológico (Schulze et al., 2008b). Geralmente a ordem de retirada das espécies se dá em função do seu valor econômico, até que os seus estoques se esgotem por inteiro, tornando a terra mais valiosa para a agricultura e pecuária (Richards, 2015; Schielein e Börner, 2018).

Em Schulze et al. (2008b), de seis espécies madeireiras estudadas, cinco diminuíram substancialmente seus estoques entre a primeira e a segunda simulação de colheitas baseadas em intensidades de colheita legalmente permitidos. Grogan et al. (2014), mostram que outras espécies de madeira tropical de alto valor, como o mogno e o cedro, têm sua densidade populacional

prejudicada mesmo com práticas legais de colheita. Este resultado mostra que estas práticas são insustentáveis a longo prazo e a falta de conhecimento sobre o seu crescimento e outras exigências biológicas é um grande problema para essas espécies. Sebbenn et al. (2008) verificaram que espécies da Amazônia, tais como *Bagassa guianensis* Aubl., *Hymenaea courbaril* L. e *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach. podem levar mais de 100 anos para retornarem o estoque original após a exploração em condições intensas.

Dessa forma, fica claro a necessidade de estudar as espécies de florestas tropicais para fornecer subsídios técnicos a sua exploração sustentável e restauração florestal. Todavia, são insuficientes as informações relacionadas ao comportamento de espécies sob regime de exploração madeireira (produção e dispersão de sementes, regeneração natural, mortalidade, predação, o histórico valorização econômica, serviços ecossistêmicos que desempenham e principalmente sobre sua dinâmica nas florestas) (Macpherson et al., 2010) e de espécies as quais se tenha interesse dos produtos florestais não madeireiros (Newton et al., 2012), visto que a maioria dos estudos abordam a dinâmica das comunidades florestais após a exploração (Picard et al., 2012; Mazzei et al., 2010). Assim, ter conhecimento sobre o crescimento das espécies florestais manejadas é indispensável para ajustar e tornar as atividades de manejo florestal compatíveis para o desenvolvimento da região (Putz et al., 2012; Macpherson et al., 2010), aumentar o rigor da legislação e entender a valorização dos produtos florestais ao longo do tempo (Brandt et al., 2016; Sebbenn et al., 2008). Várias dúvidas que surgem quando se pretende conciliar produção e conservação podem ser explicadas através das curvas de crescimento de espécies da floresta Amazônica (Grogan et al., 2014; Hérault et al., 2011). Essas informações podem ser úteis para tomada de decisões no manejo florestal, como escolha das espécies que serão exploradas e protegidas, projeção para o ciclo de corte e a prescrição de tratamento silviculturais (Petrokofsky et al., 2015; Sebbenn et al., 2008).

O estudo da valorização dessas espécies e avaliação do custo de oportunidade da conservação florestal tem mostrado rendimentos atrativos para o produtor rural e benefícios para o bem público global tais como sequestro de carbono, preservação de habitats e outros (Silva et al., 2019; Ickowitz et al., 2017)

Dessa forma, este estudo foi realizado para responder as seguintes questões: (i) As espécies conseguem recuperar o estoque de madeira explorado em 1993 em um ciclo de corte (25 a 35 anos)? (ii) Houve uma valorização do volume de madeira depois da exploração de 1993? Em que tipo de exploração a valorização da floresta é maior? (iii) O custo de oportunidade da exploração florestal é maior que a expectativa de retorno de aplicações financeiras?

4.2. Material e Métodos

4.2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na fazenda Agrossete no município de Paragominas ($3^{\circ}17' S$; $47^{\circ}34' O$), nordeste do estado do Pará (Figura 20).

O clima é, segundo a classificação de Köppen, Af, tropical úmido, com pluviosidade anual entre 2250 e 2500mm. A temperatura média anual é de $25,5^{\circ}C$ e a umidade relativa do ar de 85%. A altitude média do município é de 40 metros, com cotas maiores ao sul do município (IMAZON, 2009). A maioria dos solos da região são classificados como Latossolo Amarelo Distrófico, cuja textura varia de média a muito argilosa. O município é banhado pelas bacias do rio Capim e do rio Gurupi (IMAZON, 2009). As florestas da região, são do tipo Ombrófila Densa, entretanto, os constantes desmatamentos, provocados pelo avanço da agropecuária na região, reduziram muito as grandes áreas cobertas pela floresta original (IBGE, 2012).

Figura 20. Área de estudo localizada no município de Paragominas, estado do Pará, Brasil.

Em 1993 foi realizado a exploração convencional (EC) e exploração de impacto reduzido (EIR) (Tabela 17). Entendemos como a EC, uma exploração sem planejamento, que ultrapassa a capacidade de recuperação da floresta, ou seja, sua resiliência. Na exploração de impacto reduzido as atividades são planejadas para provocar menor impacto e permitir o máximo crescimento florestal até o próximo ciclo de corte. Foram analisadas as curvas de crescimento de cada espécie madeireira nos diferentes tipos de exploração para entendermos o comportamento da recomposição do estoque de madeira para o próximo ciclo.

Para determinar os tratamentos EIR, EC e controle (ausência de exploração florestal), destacamos três áreas amostrais contínuas de 24,5 ha. Elas foram monitoradas por 24 anos, de 1993 a 2017. Na área total de manejo, 75, 105 e 30 ha foram submetidos a EC, EIR e área

controle respectivamente (Barreto et al., 1998; Johns et al., 1996). Não existiam indícios de outras explorações ou incêndios antes dessa exploração madeireira, porém a grande quantidade de lianas indica que houve alguma ação antropogênica muitos anos antes do experimento.

Tabela 17. Caracterização da exploração de impacto reduzido (EIR) e exploração convencional (EC) realizada em 1993 na Fazenda Agrossete, Paragominas, estado do Pará (Barreto et al., 1998; West et al., 2014).

Características da exploração florestal	EIR	EC
Volume médio cortado ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	38,9	37,4
Volume extraído ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	38,6	29,7
Volume de madeira abandonado após o corte (%)	1	26
Árvores extraídas (número ha^{-1})	4,5	5,6
Área basal extraída ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	2,2	2,3
Volume médio (m^3) por árvore extraída (sd; n)	8,2 (6,22; 138)	5,3 (3,83; 279)
Diâmetro médio (cm) na base das árvores extraídas (sd; n)	79,0 (23,9; 138)	71,8 (17,8; 279)

Foram identificadas todas as espécies madeireiras (comerciais) com DAP a partir de 10 cm, espécies não-comerciais com DAP a partir de 25 cm e uma amostragem de espécies não-comerciais foi feita para indivíduos entre 10 e 25 cm de DAP numa parcela de 5,25 ha em cada tratamento. Posteriormente foi feito o mapeamento delas através do sistema de coordenadas UTM para que fossem localizadas no próximo ano de monitoramento. O monitoramento foi realizado nos anos de 1993, 1994, 1995, 1996, 1998, 2000, 2003, 2006, 2009, 2014 e 2017 e os dados de recrutamento das árvores foi coletado somente em 1998, 2000, 2014 e 2017.

4.2.2. Análise de dados

As curvas de crescimento das espécies foram analisadas na EC, na EIR e floresta sem ações de manejo (controle) em vinte e quatro anos de avaliação. O crescimento das espécies florestais, foi determinado em função da área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), biomassa (t ha^{-1}), diâmetro médio (cm) e volume de madeira ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) no período de vinte e quatro anos.

Foram selecionadas para o estudo das curvas de crescimento, onze espécies florestais mais abundantes, que apresentasse um número mínimo de 9 indivíduos em cada tratamento (EC, EIR, Controle) e que foram submetidas a exploração florestal de 1993 (Tabela 18).

Tabela 18. Número de indivíduos e volume de madeira extraído em 1993 e número de indivíduos para cada espécie nos diferentes tratamentos.

Espécies	n. de árvores exploradas em 1993	Volume explorado em 1993 (m³)	Controle	Exploração convencional	Exploração de impacto reduzido	Total
----- Amostra (nº de árvores) -----						
<i>Astronium lecontei</i> Ducke (muiracatiara)	5	46.54	48	39	63	150
<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers. (piquiá)	10	88.37	9	21	32	62
<i>Copaifera duckei</i> Dwyer (copaíba)	10	64.41	37	26	41	104
<i>Cordia bicolor</i> A.DC. (freijó-branco)	1	2.99	418	625	368	1411
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd. (cumarú)	8	61.01	21	26	14	61
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose (ipê-amarelo)	2	19.07	15	19	17	51
<i>Hymenaea courbaril</i> L. (jatobá)	9	72.12	78	66	89	233
<i>Manilkara bidentata</i> (A.DC.) A.Chev. (maparajuba)	6	38.55	34	29	45	108
<i>Manilkara elata</i> (Allemão ex Miq.) Monach. (maçaranduba)	35	229.79	69	112	95	276
<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i> (Miq.) J.W.Grimes (timborana)	5	37.31	135	119	94	348
<i>Tachigali paniculata</i> Aubl. (tachi- preto)	13	75.26	375	315	346	1036

Com a mensuração de crescimento de grande número de indivíduos da mesma espécie durante um período, foi possível modelar seu crescimento (Swaine, 1990). Dessa forma, para modelar as curvas de crescimento em área basal (m² ha⁻¹), biomassa (t ha⁻¹), diâmetro médio (cm) e volume (m³ ha⁻¹) de cada espécie, utilizamos as variações anuais dos indivíduos ao longo do período em análise.

Fizemos as análises de crescimento em volume e biomassa no período de vinte quatro anos após o manejo e de incremento diamétrico e volumétrico, por classes de diâmetro, para analisar o crescimento das árvores de diferentes tamanhos, as quais foram categorizadas em árvores pequenas (DAP de 10 a 30 cm), árvores médias (DAP de 30 a 50 cm) e árvores grandes (DAP > 50 cm).

Devido à falta de medidas de DAP no banco de dados de séries temporais, assumimos que os aumentos de DAP aconteciam a taxas médias anuais entre as medições. Para corrigir estimativas enviesadas de biomassa e volume de madeira devido a atrasos entre o primeiro registro de árvores recém-recrutadas e a data de sua primeira entrada na classe DAP > 10, projetamos os valores de DAP de árvores recém-recrutadas para trás até eles atingiram 10 cm de DAP com base em taxas de crescimento mediano específicas para espécies de árvores de todos os tamanhos durante o período monitorado de 24 anos (Vidal et al., 2016).

O cálculo de biomassa (kg) de cada indivíduo, foi realizado utilizando a equação alométrica desenvolvida por Chave et al. (2014) Eq. (1):

$$AGB_{est} = \exp[-1,803 - 0,976E + 0,976 \ln(\rho) + 2,673 \ln(DAP) - 0,0299[\ln(DAP)]^2] \quad (1)$$

Em que o AGB é a biomassa acima do solo (kg ha^{-1}), ρ é a densidade específica da madeira por espécie (g/cm^3) e E é uma medida do estresse ambiental relacionados a temperatura, estresse hídrico e precipitação por região, obtido um modelo pantropical que inclui um número de amostras grande na sua base de dados. O valor de E é -0,0479107, obtido no site "http://chave.ups-tlse.fr/pantropical_allometry/readlayers.r" e carregando a função "FUNCAO_retrieve_raster.R" (Chave et al., 2009). As densidades específicas da madeira por espécie foram obtidas a partir do Repositório Digital Dryad (Chave et al., 2009) conforme recomendado por Rifai et al. (2015). Os resultados para biomassa foram apresentados em (t ha^{-1}).

Para as curvas de crescimento em volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) foi usada a equação de volume de Nogueira et al. (2008) para florestas da Amazônia Central:

$$\ln(\text{volume}) = \alpha + \beta \times \ln(DAP) \quad (2)$$

Em que α e β são 9,008 e 2,579 para árvores com $DAP < 40$ cm e 6,860 e 1,994 para árvores com $DAP > 40$ cm.

Para as comparações estatísticas do incremento diamétrico entre tamanho de árvores, os indivíduos de cada espécie analisada foram separadas em 3 classes diamétricas (10-30 cm: Classe 1, 30-50 cm: Classe 2, e > 50 cm: Classe 3), em seguida foi calculado o incremento diamétrico anual (cm ano^{-1}) para cada indivíduo de cada espécie de cada intervalo entre 1994 a 2017. A média do incremento anual de cada indivíduo foi obtida e em seguida foram realizadas análises das premissas para aplicação de ANOVA, através de análise gráfica. Foi realizada ANOVA e em seguida teste de Tukey para comparações múltiplas das médias considerando 1% de significância.

4.2.2.1. Análise econômico-financeira

Para determinar o incremento financeiro e valorização das espécies nos vinte e quatro anos de monitoramento, foram usados os volumes de madeira (m^3) e valores da madeira em tora (USD) nos anos 1993, 1994, 1995 encontrados em Stone (1996) e dos anos 1996, 1998, 2000, 2003, 2006, 2009, 2014 e 2017 (ITTO, 2018). Como o relatório de mercado de madeira tropical não possui os preços para todas as espécies estudadas neste trabalho, foi utilizado também o Boletim de preços mínimos de Mercado da Secretaria da Fazenda do Estado do Pará (SEFA-PA),

que categoriza a madeira das espécies em madeira branca (*Pseudopiptadenia suaveolens* (Miq.) J.W.Grimes, *Tachigali paniculata* Aubl., *Caryocar villosum* (Aubl.) Pers. e *Copaifera duckei* Dwyer), madeira vermelha (*Astronium lecointei* Ducke, *Dipteryx odorata* (Aubl.) Willd., *Hymenaea courbaril* L., *Manilkara bidentata* (A.DC.) A.Chev. e *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach.) e madeira nobre (*Cordia bicolor* A.DC. e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose) (SEFA, 2018).

Para responder à questão de qual é o custo de oportunidade da exploração florestal comparado às aplicações financeiras, foi analisado o custo de oportunidade da EIR considerando quatro cenários econômico-financeiro para as onze espécies desse trabalho: 1. Aplicação financeira na poupança: considerado o investimento mais conhecido e feito no Brasil com rentabilidade de 0,5% a.m. e baseada no valor médio da taxa Selic do período; 2. Cenário pessimista: cenário econômico com baixo valor histórico de taxa Selic (aprox. 6,5% a.a.) considera rentabilidade de 0,49% a.m., indicado para investidores com perfil conservador; 3. Cenário otimista: é um cenário com Selic alta e apresenta média de rentabilidade de 1% a.m., indicado para perfil arrojado de investidor; 4. Cenário moderado: considerado um cenário mais realista das aplicações financeiras, está entre os cenários pessimista e o otimista com rentabilidade de 0,75% a.m., indicado para investidores de perfil moderado. Todos os cálculos de rentabilidade consideraram a taxa CDI atual de 0,49% a.m. O risco e variações do mercado geralmente são aceitas conforme o perfil do investidor. Para que uma aplicação seja viável, a expectativa de retorno financeiro precisa ser maior do que o custo de oportunidade.

Para essa análise de rentabilidade das aplicações econômico-financeiro foi considerado os períodos de 1993 a 2017 e de 2017 a 2041. Foi calculado para as onze espécies estudadas, o custo de investimento da exploração florestal do ano de 1993 ($26,48 \text{ US\$ (m}^3)^{-1}$) (Barreto et al., 1998) e de uma possível exploração em 2017 ($32,00 \text{ US\$ (m}^3)^{-1}$) (Informações de um plano de manejo florestal sustentável em Rondônia). Foi calculada também a valorização do mesmo volume de madeira explorado em 1993 para o ano de 2017 e uma projeção da valorização foi feita para 2041. O cálculo da valorização considera a área experimental da EIR que é de 24,5 ha.

Para os cálculos de ajuste dos modelos nós utilizamos o programa estatístico R v.3.5.1 (R Core Team, 2018).

4.3. Resultados

4.3.1. Diâmetro médio, área basal, volume e biomassa das espécies após a exploração florestal

As espécies madeireiras tiveram oscilação das taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento nos vinte e quatro anos após a exploração florestal, sendo essa dinâmica explicada pelo diâmetro médio, volume, área basal e biomassa das árvores (Apêndice L).

Nas áreas de EIR, *Astronium lecointei* Ducke, *Caryocar villosum* (Aubl.) Pers., *Copaifera duckei* Dwyer, *Cordia bicolor* A.DC., *Dipteryx odorata* (Aubl.) Willd., *Pseudopiptadenia suaveolens* (Miq.) J.W.Grimes e *Tachigali paniculata* Aubl. apresentaram maior crescimento e recrutamento, resultando em maior diâmetro médio das árvores dessas espécies. De maneira semelhante, a espécie *Manilkara bidentata* (A.DC.) apresentou diâmetro médio maior na área que não houve exploração florestal (Apêndice L). No entanto, *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.), que teve maior volume de madeira extraído nas áreas exploradas com técnicas convencionais de manejo, apresentou também aumento superior do DAP médio das árvores nas áreas de EC quando comparado à EIR (Apêndice L). Vidal et al. (2016), em estudo desenvolvido na mesma área, observou que as árvores de 10 a 20 cm de DAP apresentaram maiores taxas de mortalidade (65% dos registros de mortes de árvores), enquanto as árvores de maior diâmetro (> 20 cm) sofreram taxas de mortalidade menores durante o período de seca que foi de 2009 a 2014. As árvores de espécies comerciais tiveram menores taxas de mortalidade nos períodos 2003 a 2005 e 2009 a 2014, o que contribuiu para DAP médio maior das espécies avaliadas neste trabalho, principalmente nas áreas que passaram por algum tipo de exploração.

Espécies como *Caryocar villosum*, *Dipteryx odorata* e *Pseudopiptadenia suaveolens* apresentaram oscilação do diâmetro médio das árvores de 1993 (exploração florestal) até 2017. Na exploração convencional *Caryocar villosum* teve aumento do diâmetro médio das árvores em cerca de 2 cm até 2003 e depois redução de 11,4 cm entre 2003 a 2017. A espécie *Dipteryx odorata*, de 1993 a 2005, apresentou redução de 11,8 a 31,6 cm do diâmetro médio nos três tratamentos enquanto *Pseudopiptadenia suaveolens*, na exploração convencional, teve aumento de 3,5 cm até 2003 e redução de 6,6 cm entre 2003 e 2005 mostrando significativa redução do DAP para o intervalo, que não foi recuperada posteriormente (Apêndice L). A maioria das espécies apresentaram redução drástica do diâmetro médio das árvores em 2006 devido a episódios de seca, sendo que algumas espécies, como *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose, *Manilkara elata* e *Dipteryx odorata*, não conseguiram recuperar o volume explorado ou foi observado até mesmo redução do volume de madeira nesses 24 anos (Apêndice L).

No que diz respeito a área basal, sabemos que houve recuperação para as espécies *Astronium leicointei* ($0,03 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), *Caryocar villosum* ($0,08 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), *Hymenaea courbaril* L. ($0,07 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) e *Pseudopiptadenia suaveolens* ($0,09 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) somente quando usadas as técnicas de baixo impacto. Entretanto, após vinte e quatro anos da EIR da espécie *Caryocar villosum*, apenas 74% do volume inicial foi recuperado (Figura 2), o que significa que ainda falta $1,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para voltar ao volume de madeira existente em 1993 e a espécie *Astronium leicointei* restabeleceu o volume e área basal na exploração de impacto reduzido (Apêndice L).

A espécie *Cordia bicolor* teve maior recuperação de área basal, volume e biomassa na área de EC, sendo $0,2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, $1,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e $1,3 \text{ t ha}^{-1}$ respectivamente (Apêndice L). Entretanto, devemos nos atentar que a intensidade de corte da EC e EIR reduziu o estoque inicial de madeira para 49% e 58% respectivamente, o que pode ter causado um aumento do número de clareiras na área de EC e consequentemente maior crescimento da espécie na área.

A espécie *Dipteryx odorata* cresceu apenas na área que não houve exploração (Apêndice L). Portanto, após vinte e quatro anos, o crescimento dessa espécie foi superior em área basal ($0,03 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), volume ($0,34 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e biomassa ($0,61 \text{ t ha}^{-1}$) na área sem exploração em relação aos outros tratamentos. Contudo, vale ressaltar que a intensidade de corte dessa espécie que foi de $1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ na EIR e $1,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ na EC, uma das mais intensas entre as espécies exploradas, e isso pode ter prejudicado a recuperação (Apêndice L).

O crescimento é muito baixo para as espécies *Manilkara bidentata*, *Manilkara elata* e *Tachigali paniculata* em qualquer tratamento, dessa forma o volume explorado, e a biomassa não foram recuperados nos últimos anos. A *Handroanthus serratifolius* também não recuperou o estoque explorado nas áreas de EC, apresentando taxas de crescimento em biomassa ($0,18 \text{ t ha}^{-1}$) e volume ($0,14 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) para o período de 24 anos muito baixas nesse tipo de exploração. Foram reduzidos também o estoque de biomassa na área não explorada ($0,9 \text{ t ha}^{-1}$) e área explorada com técnicas de baixo impacto ($0,5 \text{ t ha}^{-1}$) nesse período (Apêndice L).

Sendo assim, as espécies que passaram os vinte e quatro anos conseguiram recuperar o volume explorado em 1993 foram *Astronium leicointei* ($0,52 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), *Cordia bicolor* ($1,47 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), *Hymenaea courbaril* ($0,68 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e *Pseudopiptadenia suaveolens* ($1,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), porém a maioria delas se reestabeleceram apenas na exploração com técnicas de baixo impacto (Figura 21 e Apêndice L). O modelo de Chave et al. (2014) usado para essa área, mostrou que as espécies *Caryocar villosum*, *Copaifera duckei*, *Dipteryx odorata*, *Handroanthus serratifolius*, *Manilkara bidentata*, *Manilkara elata* e *Tachigali paniculata* não conseguiram recuperar todo volume colhido na exploração florestal do ano 1993 (Figura 21).

A intensidade de corte na exploração convencional foi maior para algumas espécies e causou menor velocidade de recuperação do estoque de madeira, como detalhado acima. Rutishauser et al. (2015) mostraram que a intensidade de exploração é o fator mais importante para prever as taxas de recuperação observadas na EIR e EC. Na extração da *Pseudopiptadenia suaveolens*, por exemplo, na EC e EIR em 1993 respectivamente restaram 44 e 65% do estoque inicial de madeira e, após vinte e quatro anos, 74 e 120 % desse estoque foi recuperado. Para a espécie *Handroanthus serratifolius* na EC restaram apenas 10% do estoque inicial e houve recuperação de 23% e com a EIR restaram 61% do estoque inicial e recuperou-se 98%, ou seja, próximo do volume existente em 1993. *Hymenaea courbaril* também teve intensidade de corte maior na EC, restando apenas 18% do estoque e recuperando 31% do original e na EIR restou 70% e 99% do original foi recuperado. Observa-se que quanto maior a intensidade de corte, menor é a velocidade de recuperação das espécies estudadas (Figura 22).

Figura 21. Curvas de crescimento das onze espécies madeireiras entre os anos de 1994 e 2017.

Figura 22. Porcentagem do volume de madeira antes e após a exploração de impacto reduzido (EIR) e exploração convencional (EC) em 1993. Mostra o crescimento das espécies madeireiras de 1994 a 2017 em relação ao volume inicial de cada tratamento (EIR, EC e Controle) sem considerar a mortalidade e recrutamento.

4.3.2. Crescimento das espécies em diferentes classes diamétricas

Ao analisar as espécies *Astronium lecoitei*, *Copaifera duckei*, *Hymenaea courbaril*, *Manilkara elata* e *Tachigali paniculata* foi visto que as árvores com diâmetro acima de 30 cm tiveram maior incremento em volume e biomassa quando comparado as de 10 a 30 cm de DAP. Entretanto, para as espécies *Caryocar villosum*, *Cordia bicolor*, *Dipteryx odorata*, *Handroanthus serratifolius* e *Manilkara bidentata* as árvores não apresentaram diferença de crescimento nas diferentes classes (Figura 23; Apêndice M).

A oscilação do incremento diamétrico e volumétrico das maiores árvores (>50cm de diâmetro) foi maior nos primeiros anos (1994 até 1998) após a exploração florestal, com exceção da espécie *Caryocar villosum*, em que essas taxas de incremento têm menor oscilação (Figura 23). Na classe diamétrica de 30 a 50 cm, as espécies *Astronium lecoitei*, *Copaifera duckei*, *Manilkara bidentata* e *Manilkara elata*, foram as mais sensíveis ao El-niño e tiveram redução de incremento em diâmetro e volume no período de estiagem, de 2005 a 2006 (Figura 23).

(Continua)

Figura 23. Curvas de crescimento em volume e biomassa para onze espécies madeireiras nas classes diamétricas de 10 a 30 cm, 30 a 50cm e maior que 50 cm considerando todas as árvores presentes em 1994 e que permaneceram vivas até 2017 independentemente do tipo de intervenção (EIR, EC e controle). Foram consideradas as árvores presentes em 1994 que permaneceram vivas até 2017. Nas curvas de incremento diamétrico e volumétrico foram considerados a média e erro padrão.

(Continuação)

Figura 23. Curvas de crescimento em volume e biomassa para onze espécies madeireiras nas classes diamétricas de 10 a 30 cm, 30 a 50cm e maior que 50 cm considerando todas as árvores presentes em 1994 e que permaneceram vivas até 2017 independentemente do tipo de intervenção (EIR, EC e controle). Foram consideradas as árvores presentes em 1994 que permaneceram vivas até 2017. Nas curvas de incremento diamétrico e volumétrico foram considerados a média e erro padrão.

(Continuação)

Figura 23. Curvas de crescimento em volume e biomassa para onze espécies madeireiras nas classes diamétricas de 10 a 30 cm, 30 a 50cm e maior que 50 cm considerando todas as árvores presentes em 1994 e que permaneceram vivas até 2017 independentemente do tipo de intervenção (EIR, EC e controle). Foram consideradas as árvores presentes em 1994 que permaneceram vivas até 2017. Nas curvas de incremento diamétrico e volumétrico foram considerados a média e erro padrão.

(Continuação)

Figura 23. Curvas de crescimento em volume e biomassa para onze espécies madeiras nas classes diamétricas de 10 a 30 cm, 30 a 50 cm e maior que 50 cm considerando todas as árvores presentes em 1994 e que permaneceram vivas até 2017 independentemente do tipo de intervenção (EIR, EC e controle). Foram consideradas as árvores presentes em 1994 que permaneceram vivas até 2017. Nas curvas de incremento diamétrico e volumétrico foram considerados a média e erro padrão.

(Continuação)

Figura 23. Curvas de crescimento em volume e biomassa para onze espécies madeireiras nas classes diamétricas de 10 a 30 cm, 30 a 50cm e maior que 50 cm considerando todas as árvores presentes em 1994 e que permaneceram vivas até 2017 independentemente do tipo de intervenção (EIR, EC e controle). Foram consideradas as árvores presentes em 1994 que permaneceram vivas até 2017. Nas curvas de incremento diamétrico e volumétrico foram considerados a média e erro padrão.

(Conclusão)

Figura 23. Curvas de crescimento em volume e biomassa para onze espécies madeiras nas classes diamétricas de 10 a 30 cm, 30 a 50 cm e maior que 50 cm considerando todas as árvores presentes em 1994 e que permaneceram vivas até 2017 independentemente do tipo de intervenção (EIR, EC e controle). Foram consideradas as árvores presentes em 1994 que permaneceram vivas até 2017. Nas curvas de incremento diamétrico e volumétrico foram considerados a média e erro padrão.

4.3.3. Valorização da madeira após exploração florestal e análise econômico-financeira

O volume de madeira de todas as espécies aumentou e consequentemente houve valorização do estoque de madeira nos vinte e quatro anos após a exploração florestal. Com base no estoque existente na área, o valor da madeira das espécies *Pseudopiptadenia suaveolens*, *Tachigali paniculata*, *Caryocar villosum* e *Copaifera duckei* era de 24 USD m⁻³ em 1993 e passou a valer 99,21 USD m⁻³ em 2017, ou seja, aumento de 413,4% (75 USD m⁻³). As espécies *Astronium lecointei*, *Dipteryx odorata*, *Hymenaea courbaril*, *Manilkara bidentata* e *Manilkara elata* tinham valiam 38 USD m⁻³ em 1993 e passaram a valer 117,88 USD m⁻³ em 2017, um aumento de 310,2% e as espécies mais valiosas, *Cordia bicolor* e *Handroanthus serratifolius* que em 1993 valiam 60 USD m⁻³, passaram a custar em 2017, 211,29 USD m⁻³. Além disso, observa-se que houve grande oscilação dos preços entre os anos de 1993 e 2003 (Figura 24).

Espécies como *Manilkara bidentata*, *Pseudopiptadenia suaveolens*, *Tachigali paniculata*, *Manilkara elata*, *Caryocar villosum*, *Copaifera duckei* e *Hymenaea courbaril*, submetidas a exploração de

baixo impacto, conseguiram triplicar a receita geral a partir do volume de madeira que restou da última exploração. Por exemplo, o valor do estoque de *Cordia bicolor*, após a exploração de baixo impacto era de 240,2 USD ha⁻¹ e vinte e quatro anos depois foi para 1105,87 USD ha⁻¹. Entretanto, *Hymenaea courbaril* e *Manilkara elata* quando submetidas a EIR, apresentaram menor receita quando comparado a floresta não manejada, sendo 50,77 e 95,25 USD ha⁻¹ a menos respectivamente (Figura 24).

Dipteryx odorata e *Handroanthus serratifolius* tiveram baixa valorização e crescimento nas áreas onde foram realizadas a exploração convencional e de baixo impacto. *Dipteryx odorata* valorizou-se aproximadamente 101,74 USD ha⁻¹ em áreas onde a espécie não foi explorada, em comparação às áreas de exploração, e a *Handroanthus serratifolius* teve alta valorização na área de exploração de baixo impacto (217,42 USD ha⁻¹), porém ela precisa de um período maior para recuperação do volume explorado, visto que não consegue recuperar em um ciclo de corte convencional de 25 a 35 anos e a pressão do mercado tende aumentar (Figura 24).

É interessante notar que apesar do volume de madeira ter um baixo incremento para algumas espécies (*Copaifera duckei*, *Handroanthus serratifolius*, *Manilkara bidentata* e *Manilkara elata*), ou em alguns casos decréscimo (*Caryocar villosum*, *Copaifera duckei* e *Dipteryx odorata*), houve valorização e aumento de receita por unidade de área (Figura 24; Apêndice N).

A análise econômico-financeira foi simulada considerando a não exploração da área florestal em 1993 e o uso do investimento que seria gasto na exploração em diferentes aplicações financeiras. Vimos que a expectativa de retorno financeiro na poupança e no cenário pessimista é menor do que o custo de oportunidade da exploração de impacto reduzido (EIR). A valorização das espécies no ano de 2017 considerando o mesmo volume de madeira explorado em 1993 foi de 43.352,95 USD e a expectativa de retorno das aplicações na poupança e no cenário pessimista para o mesmo período foi respectivamente 38.743,43 USD e 37.648,87. A valorização em porcentagem para o investimento em poupança e no cenário pessimista foi de respectivamente 320,55% e 308,67% sendo menor que a valorização de 370,59% para as onze espécies no período de 1993 a 2017. Quando analisada a segunda simulação de investimento na poupança e no cenário pessimista para o período de 2017 a 2041 vimos que também não seria viável (Apêndice N).

Contudo, as aplicações no cenário moderado e otimista são viáveis, visto que a expectativa de retorno para esses tipos de aplicações foi maior que o custo de oportunidade da EIR. No período de 1993 a 2017 a valorização do volume explorado das espécies em questão foi de 43.352,95 USD (370,59%) e a expectativa de retorno das aplicações nos cenários moderado e otimista foi de respectivamente 79.240,66 USD (760,15%) e 161.781,16 USD (1656,12%), ou

seja, um retorno financeiro bem maior do que a exploração das onze espécies. Nos anos posteriores, de 2017 a 2041, a projeção mostrou que a valorização das espécies seria de 51.979,08 USD e a expectativa de retorno das aplicações nos cenários moderado e otimista seriam de respectivamente 97.554,61 USD e 199.171,72 USD com as mesmas taxas de valorização do período anterior (Apêndice N).

Figura 24. Valor monetário (USD ha⁻¹) da madeira em tora levando em consideração a dinâmica e o volume (m³ ha⁻¹) das onze espécies madeireiras entre 1993 e 2017 nas áreas de exploração de impacto reduzido (EIR), convencional (EC) e área não manejada (controle).

(Conclusão)

Figura 24. Valor monetário (USD ha⁻¹) da madeira em tora levando em consideração a dinâmica e o volume (m³ ha⁻¹) das onze espécies madeireiras entre 1993 e 2017 nas áreas de exploração de impacto reduzido (EIR), convencional (EC) e área não manejada (controle).

4.4. Discussão

A maioria das espécies têm maior incremento em diâmetro quando exploradas com técnicas de baixo impacto, devido a essas técnicas evitarem danos ao solo e a floresta remanescente (Miller et al., 2011; Macpherson et al., 2010). Mas para algumas espécies, como *Manilkara bidentata*, a exploração favorece o recrutamento de novas árvores devido a maior incidência de luz. Os danos causados pela exploração diminuem as taxas de crescimento das árvores existentes, em que por exemplo, vimos que para *Manilkara bidentata* o diâmetro médio é baixo nas áreas exploradas e maior em áreas intactas (Ouédraogo et al., 2011). Para a espécie *Manilkara huberi* o crescimento em DAP foi maior na exploração convencional por ela ser uma espécie emergente e clímax, que aproveita os ambientes de muita luz para germinar e crescer (Valle et al., 2007).

O El Niño pode causar, para maioria das espécies estudadas, aumento da mortalidade e consequente diminuição do diâmetro médio ao longo dos vinte e quatro anos. Entretanto, algumas espécies, tais como *Handroanthus serratifolius*, *Manilkara elata* e *Dipteryx odorata*, não conseguem crescer e recuperar o diâmetro médio inicial. Cenários climáticos futuros apontam para um aumento na frequência de eventos de secas extremas com intensidade temporal e padrões espaciais diferentes, mesmo em biomas úmidos como a Amazônia (Panisset et al., 2018; Toledo et al., 2011).

Nos últimos anos, grandes áreas da bacia amazônica sofreram as secas mais severas já registradas. No local de estudo sabemos que a biomassa acima do solo da área não explorada diminuiu em 7% ($0,93 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) de 1993 a 2014, mas a redução observada de 2009 a 2014 ($3,24 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), período de intenso El Niño, foi 42% maior que a taxa de perdas de 2003 a 2006 ($2,28 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) (Vidal et al., 2016). Essas secas têm consequência direta nos ecossistemas, com intensa mortalidade e diminuição da taxa de crescimento de árvores e pode mudar também o papel da Amazônia de um reservatório de carbono para uma fonte de carbono para a atmosfera (Panisset et al., 2018; Toledo et al., 2011). Vidal et al. (2016) mostram que na mesma área de estudo, as espécies comerciais atingem rendimento máximo antes das secas extremas de 2005 e 2010 que foram causadas pelo El Niño (Marengo et al., 2011; Phillips et al., 2009). Como estas áreas são exploradas com diferentes intensidades, apresentam deste modo, distinto padrão de recuperação em resposta a seca. Os autores mostram por exemplo, que há espécies, como *Caraipa grandiflora*, que recuperam o volume rapidamente, independentemente do tipo de exploração adotado e não são afetadas pela estiagem, porém há outras, como *Lecythis lúrida*, que apresentam queda substancial no volume após ambas as secas.

As espécies *Astronium leicointei*, *Caryocar villosum*, *Hymenaea courbaril* e *Pseudopiptadenia suaveolens* têm a área basal recuperada apenas na EIR e a espécie *Cordia bicolor* tem maior recuperação de área basal, volume e biomassa na EC. Entretanto, a intensidade de corte da *Cordia bicolor* na EC e EIR reduz o estoque inicial de madeira, respectivamente, para 49 e 58% do existente (Apêndice M), e devido alta intensidade na EC há um aumento do número de clareiras e consequentemente maior incidência de luz nestas áreas. Como esta espécie é uma secundária inicial, no processo de sucessão florestal, resulta em maiores taxas de crescimento pois as mesmas demandam grandes quantidades de luz para crescer (de Avila et al., 2017).

A *Dipteryx odorata* é uma espécie de crescimento lento, que pode ter reduzido ainda mais as taxas de incremento em diâmetro, devido à alta intensidade de corte nos dois tipos de exploração. É uma espécie que precisa de restrições na legislação para diminuir a intensidade de corte, aumentar o Diâmetro Mínimo de Corte (DMC) ou até mesmo evitar a exploração, visto que a recuperação e valorização da espécie é muito maior quando ela é mantida na floresta. Também é o caso das espécies *Manilkara bidentata*, *Manilkara elata* e *Handroanthus serratifilius* que são secundárias tardias no processo de sucessão e possuem crescimento lento. No caso da *Manilkara elata* há perda de volume e biomassa nos três tratamentos e a *Manilkara bidentata*, além que não recuperar o estoque explorado, reduz a biomassa a níveis muito baixos. A exploração exagerada dessas espécies de valor muito alto pode levá-las a extinção, visto que a recuperação do volume de madeira, após a exploração florestal, pode exigir um período superior aos ciclos de corte praticados atualmente, DMC superior nas atividades madeireiras e diminuição da intensidade de corte. Além disso as práticas de manejo florestal que devem ser específicas para cada espécie, levando em conta não apenas parâmetros de crescimento, mas também variáveis ecológicas e reprodutivas, a fim de avançar para a sustentabilidade florestal a longo prazo (Sebbenn et al., 2008). De maneira semelhante, Lacerda et al. (2013) mostram que os ciclos de exploração de *Hymenaea courbaril* devem ser de aproximadamente 110 anos, ou seja, muito superior ao ciclo de 30 anos adotado atualmente no Brasil, e os níveis de colheita devem considerar uma combinação de DMCs maiores (75–100 cm) e menores intensidades de exploração madeireira (10–50%). Estes autores concluem que as práticas atuais são insustentáveis para a espécie e que o modelo atual de usar prescrições gerais para todas as espécies não oferece sustentabilidade para o manejo na Amazônia. Finalmente Free et al. (2014) conclui que não é possível sustentar a produção de madeira do mogno no Brasil sem prolongar os ciclos de corte, aumentar o número de retenção para árvores comerciais e aplicar regularmente tratamentos silviculturais afim de aumentar as taxas de crescimento em diâmetro do fuste e volume comercial.

4.4.1. Recuperação e crescimento das espécies madeireiras em diferentes classes diamétricas

O crescimento é maior para as maiores árvores (>30 cm DAP), uma vez que o incremento diamétrico em uma árvore com diâmetro maior do que 30 cm resultará em mais incremento volumétrico e em área basal quando comparado com árvores de 10 cm de diâmetro. Segundo Hérault et al. (2011) as espécies apresentam o crescimento dependente do tamanho e diâmetro, com taxas de crescimento máximas alcançadas em tamanhos intermediários. O crescimento pode aumentar rapidamente com o tamanho das árvores, visto que as mais altas têm maior acesso à luz e área fotossintética (Sterck e Bongers, 2001), além de maior alcance de nutrientes pelas raízes (Rothe e Binkley, 2001; Neumann e Gardon, 2012).

As árvores com menor diâmetro, entre 10 e 30 cm, são mais danificadas nas atividades de exploração, e o crescimento desses remanescentes e recrutamento de novas árvores é muito lento, principalmente para as espécies *Astronium lecoitei*, *Copaifera duckei*, *Hymenaea courbaril*, *Manilkara elata* e *Tachigali paniculata* (Figura 24; Apêndice M). As menores árvores remanescentes precisam de cuidados no momento da exploração para diminuir os danos no fuste e copa o que já é reconhecido nas ações de EIR (Valle et al., 2007; Macpherson et al., 2010) e são importantes os tratamentos silviculturais após a exploração para agilizar seu crescimento (Villegas et al., 2009; Visser et al., 2017), visto que são árvores com menores taxas de crescimento em diâmetro e volume nas primeiras décadas de vida. Isso vale para plantios de enriquecimento e restauração florestal, pois tratamentos direcionados aos indivíduos podem diminuir a mortalidade e consequentemente possíveis custos com replantios (Schwartz et al., 2013).

O estudo também mostrou que as espécies *Caryocar villosum*, *Cordia bicolor*, *Dipteryx odorata*, *Handroanthus serratifolius* e *Manilkara bidentata* não tiveram diferença de crescimento nas diferentes classes de diâmetro das árvores. O crescimento e recuperação dessas espécies é muito lento mesmo em florestas não exploradas (Apêndice L). Então a diminuição do volume e biomassa, como em *Dipteryx odorata* e *Handroanthus serratifolius* pode ter ocorrido pela diminuição do estado de degradação florestal anos após a exploração, favorecendo a recuperação do dossel e consequentemente, mortalidade e crescimento muito lentos das árvores dessas espécies que estavam no sub-bosque independente do tamanho. No que se refere a mortalidade em diferentes classes, Fernandes et al. (2017) encontraram que classes de diâmetro não têm efeito significativo na mortalidade das árvores, entretanto Blundell e Peart (2001) e Clark e Clark (1992) mostram que o aumento do DAP a mortalidade das espécies pode diminuir, pois árvores grandes são mais resistentes a estresses ou mudanças ambientais. Wu et al. (2017) e Ganey e Vojta (2011) também

mostram que o tamanho da árvore é um atributo que pode influenciar fortemente a mortalidade florestal.

Após a exploração florestal as taxas de crescimento das maiores árvores também podem oscilar devido à alta incidência de luz, danos ao remanescente florestal e períodos de seca. A alta incidência de luz resulta em maiores taxas de crescimento para as árvores nos anos que sucedem a exploração e a competição com pioneiras e danos causados pela exploração podem levar a diminuição das taxas de crescimento durante alguns anos após a exploração como visto em (de Avila et al., 2017) e no Capítulo 2 desta tese.

4.4.2. Valorização econômico-financeira da madeira após exploração florestal

As espécies arbóreas que tiveram maior valorização após a exploração florestal em 1993, foram as madeiras brancas e as com densidade da madeira geralmente alta ou normalmente descritas como madeiras duras ou pesadas e boa trabalhabilidade, isso mostra que estamos em direção a uma maior dependência da exploração de espécies de menor densidade (Macpherson et al., 2012; Richardson e Peres, 2016). A Amazônia oriental possui mais de 300 espécies de árvores consideradas comercialmente valiosas, e muitas delas vulneráveis e com alto risco de extinção. Entre elas estão uma variedade de espécies emergentes, tais como, mogno (*Swietenia macrophylla*), castanheira do Brasil (*Bertolochia excelsa*), ipê (*Handroanthus serratifolius*, *T. impetiginosa*), jatobá (*Hymenaea courbaril*), freijó cinza (*Cordia goeldiana*) e pau-rosa (*Euxylophora paraensis*) sendo que algumas estão sendo estudadas no presente trabalho (Martini e Rosa, 1994).

Em vista disso, nas últimas décadas temos acompanhado que algumas espécies não têm a sustentabilidade garantida devido as técnicas, intensidade de exploração, diâmetro mínimo de corte (DMC) adotadas, resultando em substituição por espécies de menor densidade e aumento do valor das mesmas já que as de alto valor não tem estoque de madeira para atender o mercado (Macpherson et al., 2012; Macpherson et al., 2010). Grande pressão das explorações florestais em espécies altamente valiosas na região amazônica, aumenta ainda mais o valor dessas espécies mesmo que seu estoque já seja menor e insuficiente para abastecer o mercado e garantir a conservação, como é o caso da *Dipteryx odorata* e *Handroanthus serratifolius* (Schulze et al., 2008b). Essas mudanças na composição da população florestal apresentam desafios para a viabilidade financeira a longo prazo até mesmo na EIR atualmente aplicada na região (Valle et al., 2007). Além disso, a oscilação dos preços entre 1993 e 2003 aconteceu devido a instabilidade política da época e desvalorização da moeda brasileira, entretanto em 2003 foram criadas linhas de crédito

para o manejo florestal sustentável na Amazônia que vieram junto com a certificação FSC e consequente valorização desses produtos (ITTO, 2003).

A maioria das espécies estudadas conseguem agregar valor ao estoque florestal recuperado após a exploração florestal, mas no caso das espécies *Hymenaea courbaril* e *Manilkara elata* a valorização após EIR é um pouco menor quando comparado a área de EC. Apesar disso, podemos optar pela EIR, visto que ela pode garantir maiores cuidados e proteção, como o de minimizar danos ao solo, ao remanescente florestal, ser mais seguro para quem trabalha na atividade de extração e promover tratamento silvicultural, estimulando o crescimento de outras espécies florestais que sejam interessantes para o manejo ou para a conservação florestal (Macpherson et al., 2010).

Desenvolver estratégias de conservação para as espécies *Dipterix odorata* e *Handroanthus serratifolius* é necessário, visto que essas espécies não conseguem recuperar o estoque em ciclos de corte de 30 anos. No caso do Ipê, tem-se desafios consideráveis para o manejo sustentável, pois geralmente ocorre em densidades muito baixas, as estruturas populacionais são sustentadas por adultos grandes e muito velhos, o que significa que poucas árvores jovens estão presentes na população, e consequentemente se caracteriza como uma espécie que não garante a produção sustentável de madeira (Schulze et al., 2008a). No período após a exploração, a espécie *Handroanthus serratifolius* teve valorização de 162,174 USD ha⁻¹ na exploração de baixo impacto e apenas 2,25 USD ha⁻¹ na exploração convencional. Porém pelo fato de o crescimento em volume desta espécie ser muito lento, a diminuição da intensidade de corte e medidas de proteção à espécie são fundamentais para a conservação. A *Dipterix odorata*, possui crescimento semelhante e apresentou valorização de aproximadamente 25,96 USD ha⁻¹ para as áreas de manejo de impacto reduzido e convencional e 127,7 USD ha⁻¹ nas áreas sem exploração, mostrando que o crescimento muito baixo em áreas manejadas compromete a receita gerada do estoque de madeira da espécie (Figura 25). O manejo de múltiplas colheitas de madeira dessas espécies, exigirá legislação específica e silvicultura intensiva com o objetivo de aumentar as taxas de crescimento, sobrevivência e estabelecimento (Zarin et al., 2006; Vidal, 2004; Schulze 2003).

4.4.3. Custo de oportunidade da exploração florestal

Atualmente, estimar o custo de oportunidade de florestas em fronteiras agrícolas se tornou imprescindível para conservação florestal. Holland et al. (2016) mostraram que o custo de oportunidade da conservação florestal em fronteiras aumentou ao longo de dez anos (2003-2013) com uma taxa de 9 a 27% ao ano, mostrando que programas de conservação florestal dependem

dessas estimativas para convencer os proprietários de terras em aceitar algum tipo de compensação por poupar florestas.

Na avaliação econômico-financeira feita neste trabalho foram simulados investimentos financeiros com o valor supostamente poupado das atividades de exploração florestal em 1993. Ao simular aplicações nos cenários pessimista, moderado, otimista e poupança, foi verificado que apenas cenários moderado e otimista seriam viáveis, pois a expectativa de retorno seria maior que o custo de oportunidade da exploração de impacto reduzido (EIR). A aplicação em cenários moderados com taxa de rentabilidade de 0,75% a.m. é possível de ser praticado por um investidor de perfil moderado de aceitação dos riscos e variações do mercado. Entretanto as aplicações em cenários otimistas, nesse caso com taxa de rentabilidade de 1% a.m. são mais aceitas entre investidores com perfis arrojado com relação aos riscos do mercado que talvez não seja o perfil dos madeireiros que exploram madeira na região amazônica. A análise do perfil do madeireiro e histórico de mudanças no uso do solo da região pode nos ajudar a entender o custo de oportunidade dessas atividades comparado a rentabilidade de aplicações financeiras e subsidiar estudos e iniciativas sobre pagamento por serviços ambientais.

Os cálculos do custo de oportunidade de diferentes práticas ambientais são geralmente feitos com estimativas. Entretanto, estudos que envolvam esse custo de oportunidade da preservação florestal têm mostrado rendimentos atrativos para o produtor rural e benefícios para o bem público global tais como sequestro de carbono, preservação de habitats e outros (Silva et al., 2019; Ickowitz et al., 2017). Os resultados mostram que ao investir o valor que seria gasto nas atividades de exploração florestal (USD 9.212,39) em cenários moderados a otimistas de aplicações financeiras durante um período de um ciclo de corte (24 anos) o retorno financeiro seria maior, respectivamente USD 79.240,66 e USD 161.781,16 quando comparado ao retorno da atividade de exploração florestal (USD 43.352,95). Contudo, se o período de investimento fosse dois ciclos de corte (48 anos aproximadamente) esse retorno poderia ser muito maior, sendo de USD 97.554,61 no cenário moderado e de USD 199.171,72 no otimista (Figura 25).

Figura 25. Custo de oportunidade do manejo com exploração de impacto reduzido em relação ao retorno de aplicações financeiras em diferentes cenários.

Isso mostra que investimentos que visam a conservação florestal são ainda mais rentáveis quando consideramos um longo período, porém o desafio atualmente é mostrar para o setor madeireiro que a supervalorização e pressão na exploração de algumas espécies madeireiras pode ocasionar a extinção dessas espécies e desvalorização da floresta em poucos ciclos de corte. Contudo, isso ocorre devido a precificação dos recursos florestais nos últimos anos não ser justa. Geralmente, o custo unitário de oportunidade dos recursos ambientais florestais aumenta gradualmente com o tempo, portanto, o preço dos recursos ambientais florestais não é igual ao custo de oportunidade médio, mas igual ao custo de oportunidade marginal. Dessa forma, devemos nos atentar que o conceito de custo ambiental pode cobrir com maior precisão e melhor as consequências da deconomia externa do manejo e utilização de recursos ambientais florestais, incluindo não apenas o declínio da produtividade do local do processo de manejo, e efeitos adversos pela aplicação de pesticidas e controle de pragas sobre os ecossistemas circundantes, como florestas, agricultura, rios e lagos, mas também impactos negativos sobre a vida e a propriedade das comunidades vizinhas e desenvolvimento sócio-econômico, tais como a perda de solo e recursos hídricos, mudanças no ambiente de vida e danos à paisagem após a utilização dos recursos ambientais florestais (Guo e Yang, 2018).

A inclusão de informações espacialmente claras sobre os serviços ecossistêmicos no planejamento de conservação é uma prática bastante nova, porém muito importante para determinar o custo de oportunidade das atividades na floresta. Apenas a incorporação de serviços ecossistêmicos como recursos de conservação pode afetar a conservação da biodiversidade florestal e como diferentes restrições de custo de oportunidade podem mudar as prioridades espaciais para a conservação.

4.5. Conclusão

Para a maioria das espécies, o incremento em diâmetro e a área basal tendem a aumentar com o uso de técnicas de baixo impacto na exploração. Para *Cordia bicolor* o aumento da área basal foi maior na EC, devido ser uma espécie secundária inicial e aproveitar os altos níveis de luz para aumentar as taxas de crescimento. No ano de 2005 as espécies apresentaram grande diminuição das taxas de incremento em diâmetro devido ao El Niño, que é responsável por eventos de secas extremas com intensidade temporal e padrões espaciais diferentes que podem prejudicar o crescimento das espécies florestais.

O crescimento de espécies como *Dipteryx odorata*, *Manilkara bidentata*, *Manilkara elata* e *Handroanthus serratifolius* é muito lento e a alta intensidade de corte pode diminuir ainda mais a velocidade de crescimento e recuperação das espécies. Essas espécies não conseguiram recuperar o estoque de madeira no tempo avaliado de vinte e quatro anos. Por isso são necessárias restrições na legislação afim de diminuir a intensidade de corte, aumentar o DMC ou até mesmo evitar a exploração em situações em que a valorização da espécie é maior quando ela é mantida na floresta.

As menores árvores (10 a 30 cm de DAP) foram as que apresentaram menor crescimento e para algumas espécies dessa classe houve incremento negativo, sendo importante a prevenção de danos no momento da exploração e tratamentos silviculturais que possam estimular o crescimento dessas árvores. Entretanto, para as árvores maiores houve oscilação das taxas de crescimento logo após a exploração devido à alta incidência de luz e sucessivas secas causadas pelo El Niño.

As espécies madeireiras que mais valorizam são as madeiras nobres de alta densidade, mas como elas não têm a sustentabilidade garantida pelas atividades de exploração, com o passar do tempo são substituídas por espécies de baixa densidade. O indicado para algumas espécies é que mesmo que a receita do volume de madeira seja maior na EC, deve-se optar pela EIR, pois ela pode garantir maiores cuidados e proteção, como minimizar os danos ao solo, ser mais seguro para quem trabalha na atividade de extração, além de conservar o remanescente florestal e estimular o crescimento de outras espécies florestais que sejam interessantes para o manejo ou para a conservação florestal.

Na avaliação econômico-financeira simulando a rentabilidade de não explorar uma área florestal com potencial madeireiro e fazer algum tipo de investimento, vimos que apenas as aplicações em cenários moderado e otimista seriam viáveis, pois a expectativa de retorno seria maior que o custo de oportunidade da exploração de impacto reduzido.

REFERÊNCIAS

- Barreto, P., Amaral, P., Vidal, E., Uhl, C., 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108, 9–26.
- Blundell, A.G., Peart, D.R., 2001. Growth strategies of a shade-tolerant tropical tree: the interactive effects of canopy gaps and simulated herbivory. *Journal of Ecology* 89, 608–615.
- Börner, J., Wunder, S., Wertz-Kanounnikoff, S., Hyman, G., Nascimento, N., 2014. Forest law enforcement in the Brazilian Amazon: Costs and income effects. *Global Environmental Change* 29, 294–305.
- Brancalion, P.H.S., Almeida, D.R.A. de, Vidal, E., Molin, P.G., Sontag, V.E., Souza, S.E.X.F., Schulze, M.D., 2018. Fake legal logging in the Brazilian Amazon. *Science Advances* 4, eaat1192.
- Brandt, J.S., Nolte, C., Agrawal, A., 2016. Deforestation and timber production in Congo after implementation of sustainable forest management policy. *Land Use Policy* 52, 15–22.
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S.L., Swenson, N.G., Zanne, A.E., 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters* 12, 351–366.
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B.C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W.A., Muller-Landau, H.C., Mencuccini, M., Nelson, B.W., Ngomanda, A., Nogueira, E.M., Ortiz-Malavassi, E., Péliissier, R., Ploton, P., Ryan, C.M., Saldarriaga, J.G., Vieilledent, G., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* 20, 3177–3190.
- Clark, D.A., Clark, D.B., 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Society of America* 62, 315–344.
- de Avila, A.L., Schwartz, G., Ruschel, A.R., Lopes, J. do C., Silva, J.N.M., Carvalho, J.O.P. de, Dormann, C.F., Mazzei, L., Soares, M.H.M., Bauhus, J., 2017. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management* 385, 225–235.
- Edwards, D.P., Koh, L.P., Laurance, W.F., 2012. Indonesia's REDD+ pact: Saving imperilled forests or business as usual? *Biological Conservation* 151, 41–44.
- Fernandes, L., Dionisio, S., Schwartz, G., Mazzei, L., Lopes, C., Galdino, G., Assis, F. de, 2017. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 401, 1–7.
- Free, C.M., Matthew Landis, R., Grogan, J., Schulze, M.D., Lentini, M., Dünisch, O., 2014. Management implications of long-term tree growth and mortality rates: A modeling study of big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 330, 46–54.
- Ganey, J.L., Vojta, S.C., 2011. Tree mortality in drought-stressed mixed-conifer and ponderosa pine forests , Arizona, USA. *Forest Ecology and Management* 261, 162–168.
- Grogan, J., Landis, R.M., Free, C.M., Schulze, M.D., Lentini, M., Ashton, M.S., 2014. Big-leaf mahogany *Swietenia macrophylla* population dynamics and implications for sustainable management. *Journal of Applied Ecology* 51, 664–674.
- Héroult, B., Bachelot, B., Poorter, L., Rossi, V., Bongers, F., Chave, J., Paine, C.E.T., Wagner, F., Baraloto, C., 2011. Functional traits shape ontogenetic growth trajectories of rain forest tree species. *Journal of Ecology* 99, 1431–1440.

- IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. 2ed. revista e atualizada. Rio de Janeiro, 2012. 274p. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>>. Acesso em: 10 fev. 2017.
- IMAZON (2010). Pereira, D.; Santos, D.; Vedoveto, M.; Guimarães, J.; Veríssimo, A. Fatos Florestais na Amazônia. Belém, Pará. Disponível em: <http://www.fundovale.org/wp-content/uploads/2016/04/Imazon_fatos-florestais-da-amazonia-2010.pdf>. Acesso em: 20 de mai. 2017.
- ITTO. International Tropical Timber Organization. 2003. Market Information Service: Back issues. Tropical Timber Market Report, 1–15th July 2003. Disponível em:<https://www.itto.int/market_information_service/back_issues/>. Acesso em: 10 de fev. 2019
- ITTO. International Tropical Timber Organization. 2018. Sustaining Tropical Forests. Annual Report. Disponível em: <https://www.itto.int/annual_report/>. Acesso em: 10 de fev. 2019.
- ITTO. International Tropical Timber Organization. 2018. Market Information Service: Back issues (1996 to 2017). Disponível em: <https://www.itto.int/market_information_service/back_issues/>. Acesso em: 10 de fev. 2019
- Johns, J.S., Barreto, P., Uhl, C., 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89, 59–77.
- Kull, C.A., Arnaud de Sartre, X., Castro-Larrañaga, M., 2015. The political ecology of ecosystem services. *Geoforum* 61, 122–134.
- Lacerda, E.B. De, Nimmo, E.R., Sebbenn, A.M., 2013. Modeling the long-term impacts of logging on genetic diversity and demography of *Hymenaea courbaril*. *Forest Science* 59, 15–26.
- Macpherson, A.J., Carter, D.R., Schulze, M.D., Vidal, E., Lentini, M.W., 2012. The sustainability of timber production from Eastern Amazonian forests. *Land Use Policy* 29, 339–350.
- Macpherson, A.J., Schulze, M.D., Carter, D.R., Vidal, E., 2010. A Model for comparing reduced impact logging with conventional logging for an Eastern Amazonian Forest. *Forest Ecology and Management* 260, 2002–2011.
- Malhi, Y., Roberts, J.T., Betts, R.A., Killeen, T.J., Li, W., Nobre, C.A., 2008. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science* 319, 169–172.
- Marengo, J.A., Tomasella, J., Alves, L.M., Soares, W.R., Rodriguez, D.A., 2011. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. *Geophysical Research Letters* 38, L12703.
- Martini, A.M.Z., Rosa, N. de A., 1994. An attempt to predict which amazonian tree species may be threatened by logging activities. *Environmental Conservation* 21, 152–162.
- Mazzei, L., Sist, P., Ruschel, A., Putz, F.E., Marco, P., Pena, W., Ferreira, J.E.R., 2010. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 259, 367–373.
- McDermott, C.L., 2014. REDDuced: From sustainability to legality to units of carbon-The search for common interests in international forest governance. *Environmental Science & Policy* 35, 12–19.
- Medjibe, V.P., Putz, F.E., 2012. Cost comparisons of reduced-impact and conventional logging in the tropics. *Journal of Forest Economics* 18, 242–256.
- Medjibe, V.P., Putz, F.E., Romero, C., 2013. Certified and uncertified logging concessions compared in Gabon: Changes in stand structure, tree species, and biomass. *Environmental Management* 51, 524–540.
- Michela, A., Figueira, S., Miller, S.D., Sousa, C.A.D. De, Menton, M.C., Maia, A.R., Rocha, H.R., Goulden, M.L., 2008. Effects of selective logging on tropical forest tree growth. *Jornal of Geophysical Research* 113, 1–11.

- Miller, S.D., Goulden, M.L., Hutrya, L.R., Keller, M., Saleska, S.R., Wofsy, S.C., Figueira, A.M.S., da Rocha, H.R., de Camargo, P.B., 2011. Reduced impact logging minimally alters tropical rainforest carbon and energy exchange. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 19431–19435.
- Navrud, S., Strand, J., 2018. Valuing global ecosystem services: What do European experts say? Applying the Delphi method to contingent valuation of the Amazon Rainforest. *Environmental and Resource Economics* 70, 249–269.
- Newton, P., Peres, C.A., Desmoulière, S.J.M., Watkinson, A.R., 2012. Cross-scale variation in the density and spatial distribution of an Amazonian non-timber forest resource. *Forest Ecology and Management* 276, 41–51.
- Nogueira, E.M., Fearnside, P.M., Nelson, B.W., Barbosa, R.I., Keizer, E.W.H., 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Management* 256, 1853–1867.
- Ouédraogo, D.-Y., Beina, D., Picard, N., Mortier, F., Baya, F., Gourlet-Fleury, S., 2011. Thinning after selective logging facilitates floristic composition recovery in a tropical rain forest of Central Africa. *Forest Ecology and Management* 262, 2176–2186.
- Panisset, J.S., Libonati, R., Gouveia, C.M.P., Machado-Silva, F., França, D.A., França, J.R.A., Peres, L.F., 2018. Contrasting patterns of the extreme drought episodes of 2005, 2010 and 2015 in the Amazon Basin. *International Journal of Climatology* 38, 1096–1104.
- Petrokofsky, G., Sist, P., Blanc, L., Doucet, J.L., Finegan, B., Gourlet-Fleury, S., Healey, J.R., Livoreil, B., Nasi, R., Peña-Claros, M., Putz, F.E., Zhou, W., 2015. Comparative effectiveness of silvicultural interventions for increasing timber production and sustaining conservation values in natural tropical production forests. A systematic review protocol. *Environmental* 4, 11100–11108.
- Phillips, O.L., Aragao, L.E.O.C., Lewis, S.L., Fisher, J.B., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C.A., van der Heijden, G., Almeida, S., Amaral, I., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T.R., Banki, O., Blanc, L., Bonal, D., Brando, P., Chave, J., de Oliveira, A.C.A., Cardozo, N.D., Czimczik, C.I., Feldpausch, T.R., Freitas, M.A., Gloor, E., Higuchi, N., Jimenez, E., Lloyd, G., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Neill, D.A., Nepstad, D., Patino, S., Penuela, M.C., Prieto, A., Ramirez, F., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Thomas, A.S., Steege, H. t., Stropp, J., Vasquez, R., Zelazowski, P., Davila, E.A., Andelman, S., Andrade, A., Chao, K.-J., Erwin, T., Di Fiore, A., C., E.H., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Cruz, A.P., Pitman, N.C.A., Vargas, P.N., Ramirez-Angulo, H., Rudas, A., Salamao, R., Silva, N., Terborgh, J., Torres-Lezama, A., 2009. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science* 323, 1344–1347.
- Picard, N., Gourlet-Fleury, S., Forni, É., 2012. Estimating damage from selective logging and implications for tropical forest management. *Canadian Journal of Forest Research* 42, 605–613.
- Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Peña-Claros, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P., Gourlet-Fleury, S., Griscom, B., Palmer, J., Zagt, R., 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters* 5, 296–303.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 01 de abr. 2017.
- Richards, P., 2015. What Drives Indirect Land Use Change? How Brazil's Agriculture Sector Influences Frontier Deforestation. *Annals of the Association of American Geographers* 105, 1026–1040.

- Richardson, V.A., Peres, C.A., 2016. Temporal Decay in Timber Species Composition and Value in Amazonian Logging Concessions. *PloS one* 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159035>
- Rifai, S.W., West, T.A.P., Putz, F.E., 2015. “Carbon Cowboys” could inflate REDD+ payments through positive Measurement bias. *Carbon Management* 6, 151–158.
- Rutishauser, E., Hérault, B., Baraloto, C., Blanc, L., Descroix, L., Sotta, E.D., Ferreira, J., Kanashiro, M., Mazzei, L., D’Oliveira, M.V.N., Oliveira, L.C. de, Peña-Claros, M., Putz, F.E., Ruschel, A.R., Rodney, K., Roopsind, A., Shenkin, A., Silva, K.E. da, Souza, C.R. de, Toledo, M., Vidal, E., West, T.A.P., Wortel, V., Sist, P., While, 2015. Rapid tree carbon stock recovery in managed Amazonian forests. *Current Biology* 25, 787–788.
- Schielein, J., Börner, J., 2018. Recent transformations of land-use and land-cover dynamics across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy* 76, 81–94.
- Schulze, M. D., 2003. Ecology and behavior of nine timber tree species in Pará, Brazil: Links between species life history and forest management and conservation. PhD thesis, The Pennsylvania State University, University Park, 126p.
- Schulze, M., Grogan, J., Landis, R.M., Vidal, E., 2008b. How rare is too rare to harvest? Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 256, 1443–1457.
- Schulze, M., Grogan, J., Uhl, C., Lentini, M., Vidal, E., 2008a. Evaluating ipê (*Tabebuia*, Bignoniaceae) logging in Amazonia: Sustainable management or catalyst for forest degradation? *Biological Conservation* 141, 2071–2085.
- Schwartz, G., Lopes, J.C.A., Mohren, G.M.J., Peña-Claros, M., 2013. Post-harvesting silvicultural treatments in logging gaps: A comparison between enrichment planting and tending of natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 293, 57–64.
- Sebbenn, A.M., Degen, B., Azevedo, V.C.R., Silva, M.B., de Lacerda, A.E.B., Ciampi, A.Y., Kanashiro, M., Carneiro, F. da S., Thompson, I., Loveless, M.D., 2008. Modelling the long-term impacts of selective logging on genetic diversity and demographic structure of four tropical tree species in the Amazon forest. *Forest Ecology and Management* 254, 335–349.
- SEFA, 2018. Boletim de preços mínimos de mercado. Portaria nº 354/05. Disponível em: <<http://www.sefa.pa.gov.br/index.php/legislacao/3134-2001-2009-portarias-assunto>>. Acesso em: 10 de fev. 2019.
- Sist, P., Ferreira, F.N., 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 243, 199–209.
- Sist, P., Nguyen-the, N., 2002. Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan (1990 – 1996). *Forest Ecology and Management* 165, 85–103.
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., Alencar, A., 2014. Cracking Brazil’s Forest Code. *Science* 344, 363–364.
- Solen, L.C., Nicolas, J., de Sartre Xavier, A., Thibaud, D., Simon, D., Michel, G., Johan, O., 2018. Impacts of agricultural practices and individual life characteristics on ecosystem services: A Case study on family farmers in the context of an Amazonian pioneer front. *Environmental Management* 61, 772–785.
- Souza, A.S. de, Azevedo, C.P. de, Souza, C.R. de, França, M., Vasconcelhos Neto, E.L., 2017. Dinâmica e produção de uma floresta sob regime de manejo sustentável na Amazonia Central. *Floresta e Ambiente* 47, 1–9.

- Sterck, F.J., Bongers, F., 2001. Crown development in tropical rain forest trees : patterns with tree height and light availability. *Journal of Ecology* 89, 1–13.
- Stone, S.W., 1996. Economic Trends in the Timber Industry of the Brazilian Amazon : Evidence From Paragominas. CREED Working Paper Series n°6, 28p.
- Swaine, M. D. Population dynamics of tree species in tropical forests. In: Nielsen, L.B.H.; Nielsen, I.C.; Balslev, H. (eds.). *Botanical Dynamics, Speciation and Diversity*. San Diego: Academic Press, pp.3-101, 1990.
- Toledo, M., Poorter, L., Peña-Claros, M., Alarcón, A., Balcázar, J., Leño, C., Licona, J.C., Llanque, O., Vroomans, V., Zuidema, P., Bongers, F., 2011. Climate is a stronger driver of tree and forest growth rates than soil and disturbance. *Journal of Ecology* 99, 254–264.
- Valle, D., Phillips, P., Vidal, E., Schulze, M., Grogan, J., Sales, M., van Gardingen, P., 2007. Adaptation of a spatially explicit individual tree-based growth and yield model and long-term comparison between reduced-impact and conventional logging in eastern Amazonia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 243, 187–198.
- Vidal, E., 2004. Dinâmica de florestas manejadas e sob exploração convencional na Amazônia Oriental. 171f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos.
- Vidal, E., West, T.A.P.P., Putz, F.E., 2016. Recovery of biomass and merchantable timber volumes twenty years after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management* 376, 1–8.
- Villegas, Z., Peña-Claros, M., Mostacedo, B., Alarcón, A., J.C.Licona, Leño, C., Pariona, W., Choque, U., 2009. Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 258, 971–977.
- Visser, M.D., Schnitzer, S.A., Muller-Landau, H.C., Jongejans, E., de Kroon, H., Comita, L.S., Hubbell, S.P., Wright, S.J., 2017. Tree species vary widely in their tolerance for liana infestation: A case study of differential host response to generalist parasites. *Journal of Ecology* 106, 781–794.
- West, T.A.P., Vidal, E., Putz, F.E., 2014. Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management* 314, 59–63.
- Wu, H., Franklin, S.B., Liu, J., Lu, Z., 2017. Relative importance of density dependence and topography on tree mortality in a subtropical mountain forest. *Forest Ecology and Management* 384, 169–179.

APÊNDICE

APÊNDICE L. Curvas de crescimento em diâmetro, área basal, volume e biomassa ao longo de vinte e quatro anos para onze espécies madeiras em área não manejada e com exploração de impacto reduzido e convencional.

(Continua)

(Continuação)

(Continuação)

(Continuação)

(Continuação)

(Conclusão)

APÊNDICE M. Comparação do crescimento das árvores entre classes diamétricas de cada espécie

Tabela 19. Teste de Tukey para comparações múltiplas das médias do incremento diamétrico entre árvores de diferentes classes diamétricas. Foram consideradas as classes diamétricas c1: 10-30 cm, c2: 30-50 cm, c3: >50 cm e 1% de significância.

	Níveis dos fatores	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
<i>Astronium lecontei</i>	c2 - c1	0,31849	0,05005	6.363	<1e-05 ***
	c3 - c1	0,33026	0,05923	5.575	<1e-05 ***
	c3 - c2	0,01177	0,06843	0,172	0,984
<i>Caryocar villosum</i>	c2 - c1	0,07494	0,05332	1.406	0,348
	c3 - c1	0,01807	0,04567	0,396	0,917
	c3 - c2	-0,05687	0,052	-1.094	0,523
<i>Copaifera Duckei</i>	c2 - c1	0,27829	0,06822	4.079	0,000341 ***
	c3 - c1	0,35574	0,08403	4234	0,000204 ***
	c3 - c2	0,07745	0,09047	1	0,666787
<i>Cordia bicolor</i>	c2 - c1	-0,03287	0,02087	-2	0,225
	c3 - c1	-0,07519	0,19864	-0,379	0,915
	c3 - c2	-0,04232	0,19919	0	0,972
<i>Dipteryx odorata</i>	c2 - c1	-0,4378	0,1707	-3	0,0556
	c3 - c1	0,5733	0,1763	-3251	0,0155 *
	c3 - c2	-0,1355	0,1166	-1.162	0,4895
<i>Handroanthus serratifolius</i>	c2 - c1	0,19136	0,0897	2	0,0948
	c3 - c1	0,19837	0,15368	1291	0,4011
	c3 - c2	0,00701	0,15785	0	0,9989
<i>Hymenaea courbarial</i>	c2 - c1	0,25005	0,07707	3.244	0,00467 **
	c3 - c1	0,26311	0,07347	3581	0,00160 **
	c3 - c2	0,01306	0,08236	0	0,98621
<i>Manilkara bidentata</i>	c2 - c1	0,09551	0,03863	2.472	0,0395 *
	c3 - c1	0,03751	0,07082	0,53	0,8521
	c3 - c2	-0,058	0,07269	-1	0,6969
<i>Manilkara elata</i>	c2 - c1	0,2599	0,04933	5.268	<1e-04 ***
	c3 - c1	0,15316	0,05467	2801	0,0156 *
	c3 - c2	-0,10674	0,05741	-1.859	0,1535
<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	c2 - c1	0,38895	0,07822	4.972	< 1e-04 ***
	c3 - c1	0,08757	0,08908	0,983	0,58605
	c3 - c2	-0,30138	0,09777	-3.083	0,00638 **
<i>Tachigali paniculata</i>	c2 - c1	1,10922	0,09222	12.029	<1e-04 ***
	c3 - c1	1,372	0,12746	10764	<1e-04 ***
	c3 - c2	0,26278	0,1395	1.884	0,141

Significância: 0 ***; 0.001 **; 0.01 *; 0.05 ; 0.1 ' '.

APÊNDICE N. Análise econômico-financeira das espécies madeireiras.

Tabela 20. Custo de oportunidade da exploração de espécies madeireiras comparado a rentabilidade de produtos financeiros no período de 1993 a 2017.

Espécies	Custo da exploração (USD) 1993	Valorização 2017 (USD)	Valoriz. 1993-2017 %	Média de rentabilidade (a.m.)	Poupança 0,5% a.m. (USD)	Valoriz. 1993-2017 %	Cenário Pessimista CDI 0,49% a.m. (USD)	Valoriz. 1993-2017 %	Cenário Moderado CDI 0,75% a.m. (USD)	Valoriz. 1993-2017 %	Cenário Otimista CDI 1% a.m. (USD)	Valoriz. 1993-2017 %
<i>Astronium lecontei</i>	598,18	2728,65	356,16	0,52%	2515,69		2444,62		5145,26		10504,79	
<i>Caryocar villosum</i>	1180,48	5384,82	316,15	0,52%	4964,60		4824,34		10153,93		20730,71	
<i>Copaifera duckei</i>	1006,24	4590,02	356,15	0,52%	4231,82		4112,26		8655,20		17670,84	
<i>Cordia bicolor</i>	79,44	633,87	697,92	0,72%	334,09		324,65		683,30		1395,06	
<i>Dipteryx odorata</i>	872,52	3884,15	345,16	0,51%	3669,45		3565,78		7505,00		15322,54	
<i>Handroanthus serratifolius</i>	504,97	4029,30	697,93	0,72%	2123,69	320,55%	2063,69	308,67%	4343,51	760,15%	8867,90	1656,12%
<i>Hymenaea courbaril</i>	332,59	1480,57	345,16	0,51%	1398,73		1359,21		2860,78		5840,69	
<i>Manilkara bidentata</i>	780,10	3472,74	345,16	0,51%	3280,77		3188,08		6710,05		13699,53	
<i>Manilkara huberi</i>	1846,45	7973,63	331,83	0,50%	7765,39		7546,00		15882,29		32425,98	
<i>Pseudopiptadenia snaveolens</i>	704,63	3214,22	356,16	0,52%	2963,37		2879,65		6060,89		12374,18	
<i>Tachigali paniculata</i>	1306,79	5960,99	356,15	0,52%	5495,80		5340,54		11240,39		22948,87	
Floresta	9212,39	43352,95	370,59	0,53%	38743,43		37648,87		79240,66		161781,16	

Tabela 21. Custo de oportunidade da exploração de espécies madeireiras comparado a rentabilidade de produtos financeiros no período de 2017 a 2041.

Espécies	Custo da exploração (USD) 2017	Valorização 2041 (USD)	Valoriz. 2017-2041 %	Média de rentabilidade (a.m.)	Poupança 0,5% a.m. (USD)	Valoriz. 2017-2041 %	Cenário Pessimista CDI 0,49% a.m. (USD)	Valoriz. 2017-2041 %	Cenário Moderado CDI 0,75% a.m. (USD)	Valoriz. 2017-2041 %	Cenário Otimista CDI 1% a.m. (USD)	Valoriz. 2017-2041 %
<i>Astronium lecointei</i>	736,43	3279,78	356,16%	0,52%	3097,11		3009,61		6334,42		12932,63	
<i>Caryocar villosum</i>	1453,31	6472,50	356,15%	0,52%	6112,00		5939,33		12500,69		25521,95	
<i>Copaifera duckei</i>	1238,80	5517,15	356,15%	0,52%	5209,87		5062,68		10655,57		21754,88	
<i>Cordia bicolor</i>	97,80	772,08	697,92%	0,72%	411,30		399,68		841,22		1717,49	
<i>Dipteryx odorata</i>	1074,17	4648,82	345,16%	0,51%	4517,50		4389,88		9239,50		18863,77	
<i>Handroanthus serratifolius</i>	621,68	4907,87	697,93%	0,72%	2614,52	320,55%	2540,66	308,67%	5347,40	760,15%	10917,48	1656,12%
<i>Hymenaea courbaril</i>	409,46	1772,07	345,16%	0,51%	1722,01		1673,36		3521,98		7190,63	
<i>Manilkara bidentata</i>	960,40	4156,45	345,16%	0,51%	4039,03		3924,93		8260,91		16865,83	
<i>Manilkara huberi</i>	2273,20	9560,12	331,83%	0,50%	9560,12		9290,03		19553,00		39920,25	
<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	867,49	3863,48	356,16%	0,52%	3648,29		3545,22		7461,74		15234,21	
<i>Tachigali paniculata</i>	1608,81	7165,04	356,15%	0,52%	6765,97		6574,83		13838,23		28252,73	
Floresta	11341,54	51979,08	370,59%	0,53%	47697,74		46350,21		97554,61		199171,72

A low-angle photograph of a massive tree trunk in a forest, looking up towards the canopy. The tree trunk is thick and textured, with several smaller trunks and branches visible around it. The leaves are green and dense, creating a canopy above. The sky is visible through the leaves.

CAPÍTULO 5

SÍNTESE E CONSIDERAÇÕES FINAIS

5. SÍNTESE E CONSIDERAÇÕES FINAIS

5.1. Introdução

Vários estudos mostram que a exploração de impacto reduzido (EIR) nas florestas tropicais em todo mundo é reconhecida principalmente por reduzir os danos aos remanescentes (Shenkin et al., 2015) e diminuir o tempo de recuperação florestal (Macpherson et al., 2010). Nesse trabalho nós vimos que tanto a exploração convencional (EC) quanto a EIR pode contribuir para o crescimento florestal após o manejo, mas a EC garante o crescimento de espécies iniciais e a EIR favorece principalmente o crescimento de espécies tardias a clímax. Dessa forma, o grande desafio foi entender como garantir o rendimento das espécies madeireiras exploradas e quais fatores de condição das árvores e vizinhança após a exploração podiam influenciar o crescimento (Free et al., 2014), mortalidade e recrutamento florestal (Dionisio et al., 2017). Essas informações são a base para o desenvolvimento de melhores técnicas de exploração, assim como tratamentos silviculturais que possam aumentar as taxas de crescimento das árvores e tornar a atividade madeireira sustentável e economicamente atraente (Peña-Claros et al., 2008a).

Os tratamentos silviculturais exigem investimentos financeiros de longo prazo, e existem incertezas sobre sua lucratividade e viabilidade (Keefe et al. 2009). Portanto, uma alternativa é o estudo da influência das clareiras (diferentes quantidade de luz que entram pelo dossel) (Vatrax et al., 2016), das lianas que crescem sobre os fustes e copas das árvores (Visser et al., 2018), dos danos no fuste ou copa dos remanescentes após a exploração (Shenkin et al., 2015) e da competição ou facilitação das árvores presentes ao entorno das árvores de interesse comercial sobre as taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento para a floresta e grupos funcionais. Estes estudos tem como objetivo desenvolver tratamentos silviculturais específicos para promover melhor desempenho das espécies comerciais e agregar mais valor à floresta (de Avila et al. 2015). Alguns tratamentos silviculturais realizados em florestas tropicais, tais como corte de lianas, liberação de copas para maior entrada de luz, condução da regeneração natural e enriquecimento de clareiras são possibilidades viáveis e tem mostrado aumento do crescimento e recrutamento de florestas manejadas inclusive nessa trabalho (Navarro-Cerrillo et al. 2011).

Nesse sentido, o objetivo geral do estudo apresentado nesta tese foi determinar quais fatores relacionados à condição das árvores e da vizinhança influenciam o crescimento e mortalidade da floresta, grupos funcionais e espécies madeireiras específicas após a exploração florestal, com a intenção de identificar melhores técnicas de manejo e tratamentos silviculturais específicos. Para chegar a essa resposta, foram abordadas seis questões nessa pesquisa:

- 1) As árvores em florestas submetidas à EIR apresentam maior crescimento e menor mortalidade do que árvores de florestas exploradas de forma convencional (capítulo 2 e 3)?
- 2) Quais fatores relacionados a condição das árvores e da vizinhança têm influenciado o crescimento e mortalidade das árvores em florestas manejadas (capítulo 2 e 3)?
- 3) Os fatores relacionados a condição das árvores e da vizinhança podem influenciar de forma distinta o crescimento em grupos funcionais (capítulo 2)?
- 4) Existem mudanças nas taxas de crescimento e mortalidade após a exploração florestal (capítulo 2 e 3)?
- 5) As onze espécies madeireiras analisadas conseguiram recuperar o estoque de madeira explorado em 1993 ou estão próximas da recuperação em um ciclo de corte (25 a 35 anos) (capítulo 4)?
- 6) Houve valorização do volume de madeira para as onze espécies após a exploração de 1993? E se houve valorização da floresta, em que tipo de exploração ela é maior (capítulo 3)?
- 7) O custo de oportunidade da exploração florestal é maior que a expectativa de retorno de aplicações financeiras?

Foram utilizadas várias metodologias de pesquisa para que as perguntas deste trabalho fossem respondidas. Uma abordagem experimental foi usada para monitorar os fatores de condição das árvores e vizinhança, crescimento e mortalidade das árvores durante vinte e quatro anos após EIR e exploração convencional (EC) (Capítulo 2 a 4). Como ainda não se conhece bem a dinâmica das espécies de valor comercial e se são sustentáveis os rendimentos de madeira em ciclo de corte mínimo estipulado pela legislação, o experimento descrito no Capítulo 4 foi realizado para avaliar a recuperação das onze espécies madeireiras vinte e quatro anos após a EIR e EC. A valorização e análise econômico-financeira das espécies comerciais também foi avaliada a longo prazo, após as áreas florestais serem submetidas a diferentes tipos de manejo (Capítulo 4). Neste capítulo final (Capítulo 5), há uma síntese e considerações finais sobre os resultados desta tese e discussão sobre a importância da pesquisa e de parcelas permanentes em áreas exploradas. Parcelas permanentes são fundamentais para que seja entendido o funcionamento e dinâmica das florestas tropicais e seja feito um direcionamento para políticas públicas adequadas que possam assegurar a diversidade e funcionalidade das florestas tropicais a longo prazo.

5.2. Dinâmica florestal após a EIR e EC

A EIR é capaz de proporcionar maior conservação da estrutura florestal, assegurar os estoques de carbono e favorecer altas taxas de crescimento e potencial de recuperação principalmente em grupos ecológicos de crescimento lento e baixas taxas de mortalidade para toda floresta. Entretanto, nesta tese (Capítulo 2), observou-se que na EC (lembrando que não se trata de uma exploração convencional típica que o medeireiro entra várias vezes na área durante o ciclo de corte) o crescimento das árvores foi 9% maior do que na EIR e 13% mais do que áreas não exploradas. A regeneração florestal após a exploração convencional passa pela fase de estruturação da floresta por abrir diversas clareiras, que é caracterizada pela colonização e estabelecimento de espécies pioneiras de crescimento rápido, o que explica o crescimento florestal ser maior na EC, mostrando que menos árvores nesse tipo de exploração ficam com o crescimento estagnado e principalmente essas espécies de crescimento rápido ou pioneira tem maior crescimento. Entretanto essas espécies iniciais morrem primeiro no processo de sucessão florestal, estão em maior proporção na floresta e as taxas gerais de mortalidade apresentadas também são maiores, sendo 24% de chance maior que nas explorações com técnicas de baixo impacto. Sendo assim, conclui-se que se em uma floresta na Amazônia desejamos aumentar as taxas de crescimento de espécies com valor econômico, pioneiras ou iniciais no processo de sucessão podemos executar a exploração convencional e se queremos estimular o crescimento florestal de espécies secundárias a clímax e diminuir os níveis de mortalidade nessa floresta deve-se priorizar atividades de exploração de impacto reduzido.

Vimos que espécies de crescimento lento também podem aproveitar maior incidência de luz na EC e crescer mais do que na EIR, porém a maior parte delas pode morrer depois de algum tempo devido a maior quantidade de danos nesse tipo de exploração, por esse motivo é importante escolher técnicas de exploração com maior planejamento e menor impacto como as da EIR. O fato da exploração feita na área não ter sido típica, ou seja, ciclo de corte não determinado e entrada na área de exploração apenas uma vez (1993), pode ter contribuído para menor impacto da área e consequentemente uma recuperação do estoque de madeira mais acelerada para algumas espécies. Se essa EC tivesse várias execuções (entradas) na área florestal ao longo dos vinte e quatro anos talvez a capacidade de recuperação e crescimento fosse menor e a mortalidade fosse muito maior prejudicando ainda mais as espécies remanescentes.

Na EIR o número de indivíduos que apresentam crescimento baixo ou estagnado é maior porque os danos na floresta são menores e consequentemente a entrada de luz que estimula o crescimento é menor, além de ela favorecer o crescimento de espécies finais do processo de sucessão que é uma menor porção da floresta. A regeneração florestal após

exploração de impacto reduzido apresenta uma dinâmica sucessional semelhante à de grandes clareiras em florestas não exploradas, com crescimento acelerado de árvores adultas e jovens e pouca colonização por espécies pioneiras.

A dinâmica das onze espécies comerciais após a EIR e EC analisada no Capítulo 4, mostrou que grande parte dessas espécies após os vinte e quatro anos têm maior recuperação em crescimento e recrutamento nas áreas de EIR. Dessa forma, as espécies que após vinte e quatro anos conseguiram recuperar o volume inicial explorado, como o do ano de 1993, foram *Astronium lecoitei* Ducke, *Cordia bicolor* A.DC., *Hymenaea courbaril* L. e *Pseudopiptadenia suaveolens* (Miq.) J.W.Grimes, porém a maioria delas se reestabeleceram apenas na exploração com técnicas de baixo impacto. Entretanto, algumas espécies de crescimento lento como *Caryocar villosum* (Aubl.) Pers., *Dipteryx odorata* (Aubl.) Willd., *Manilkara bidentata* (A.DC.) A.Chev., *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach. e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose apresentaram baixas taxas de crescimento independentemente do tipo de exploração adotado. E algumas espécies como *Copaifera duckei* Dwyer, *Handroanthus serratifolius* e *Tachigali paniculata* Aubl. ficaram bem próximas da recuperação do estoque explorado em 1993, dessa forma um ciclo de aproximadamente 30 anos seria o suficiente para que ocorresse a recuperação. Entretanto, com a aplicação de tratamentos silviculturais ao longo do ciclo de corte esse tempo de recuperação das espécies pode ser reduzido e favorecer algumas espécies com valor econômico, inclusive as que nessa análise (Capítulo 4) tiveram maior dificuldade de recuperação.

A intensidade da exploração é um fator importante para prever as taxas de recuperação observadas na EIR e EC no Capítulo 4, pois mostrou que quanto maior o volume explorado por espécie, menor é a velocidade de recuperação. Na EC espécies como *Handroanthus serratifolius* que teve uma alta intensidade de exploração, em que restaram apenas 10% do estoque inicial e houve recuperação de 23% após 24 anos enquanto com a EIR restaram 61% do estoque inicial e, após 24 anos, recuperou-se 98%, volume próximo ao existente em 1993. *Hymenaea courbaril* também teve intensidade de corte maior na EC, restando apenas 18% do estoque e recuperando 31% do original e na EIR restou 70% e 99% do original foi recuperado. Dessa forma, para que as taxas de crescimento e a sustentabilidade dessas espécies seja mantida é necessário adotar técnicas de manejo de menor impacto, aumentar os ciclos de corte para 30 anos ou mais, diminuir a intensidade de corte para que o potencial de recuperação e resiliência se mantenha e aplicar tratamentos silviculturais específicos para que o volume de madeira retorne aos níveis pré-exploração.

5.3. Influência dos fatores relacionados a condição das árvores e vizinhança no crescimento das árvores após a exploração florestal

O Capítulo 2 desta tese, mostra que a luz incidente nas árvores teve efeito positivo nas estimativas de crescimento, mas não teve efeito nas taxas mortalidade florestal. As espécies maximizam a captura de recursos e consequentemente crescem mais rapidamente à medida que a exposição da copa das árvores à luz é aumentada. Com o presente estudo, o potencial de tratamentos silviculturais relacionados ao desbaste da copa das árvores no dossel florestal para beneficiar o crescimento de outras espécies que estejam abaixo foi comprovado, entretanto ainda precisa ser testada a eficiência desses tratamentos no aumento do crescimento de espécies com valor econômico, aceleração da recuperação do estoque de madeira para um próximo ciclo, favorecimento de espécies com valor ecológico e viabilidade econômica e ambiental.

O estudo mostrou que as lianas têm influência negativa no crescimento e mortalidade das árvores, ou seja, quanto maior o nível de lianas no fuste ou copa das árvores, menores serão as taxas de crescimento e maior será a mortalidade. Isso acontece porque as lianas competem por espaço, nutrientes, luz, água e em alguns casos se entrelaçam nos troncos e deformam as árvores impossibilitando a passagem de seiva e detendo a sucessão florestal. Dessa forma, o corte de lianas possibilita a liberação das copas das árvores pode favorecer o crescimento da floresta, evitar a mortalidade das árvores durante e após a exploração, deixando essas árvores livres de competição e com maiores taxas de crescimento e maior conservação das árvores remanescentes. Trabalhos desenvolvidos na Amazônia confirmaram essa hipótese e recomendam o corte de lianas para maior captação de luz e aumento da produtividade de frutos da espécie *Bertholletia excelsa* (Bertwell et al., 2018). É necessário também o estudo detalhado das espécies de lianas antes da recomendação de corte generalizado, devido à falta de estudos sobre ciclo de vida, função no ecossistema e manejo adequado para cada espécie. As lianas desempenham importante papel no ecossistema tais como servir de alimento para os animais, aumentar a diversidade florística e podem ser aproveitadas para artesanatos, fibras, apicultura e como ornamentais, sendo esses usos uma alternativa de controle e manejo.

Ao analisar a competição unilateral por área basal, observou-se que quando essas árvores tinham soma de área basal muito alta dos indivíduos maiores ao redor delas, havia um efeito negativo nas taxas de crescimento que podia chegar a 33% menos de crescimento, pois o tamanho e formas das copas muito parecidos impossibilitam a ocupação e absorção de luz, ou seja, elas começam a competir por espaço e recursos. No solo esse tipo de competição também pode acontecer, pois o enraizamento mais profundo de algumas espécies que exploram camadas do subsolo, por exemplo, podem ser verdadeiras “bombas de nutrientes e água” para espécies de

raízes mais rasas. Entretanto, essas árvores podem apresentar também um processo de competição quando exploram as mesmas camadas do solo que outras árvores do mesmo tamanho ou maiores.

Essa relação de competição entre árvores de interesse e árvores maiores em um raio de quinze metros foi comprovada pelo modelo de crescimento proposto no Capítulo 2 e mostra que antes de aplicar qualquer tratamento silvicultural de eliminação deve-se analisar qual a real interferência dos prováveis competidores e benefícios que traria sobre a árvore que desejamos liberar e favorecer o crescimento. Dessa forma, apenas as árvores que realmente competem por recursos ambientais deverão ser eliminadas, não trazendo prejuízos para biodiversidade florestal ou eliminando indivíduos que poderiam facilitar o crescimento.

A facilitação não foi significativa quando avaliamos o crescimento através do índice de competição multilateral que considerava o número de indivíduos ao redor das árvores em um raio de quinze metros. Mas o modelo binomial mostrou que há maiores chances de crescimento quanto maior for o número de árvores em volta das árvores de interesse. Dessa forma, necessitamos de mais estudos para entender essas importantes relações de facilitação entre as árvores na floresta, pois há fortes indícios de que as árvores auxiliam umas as outras favorecendo o crescimento e o processo de sucessão.

A mortalidade florestal não tem relação com a competição de árvores que estejam ao redor das árvores de interesse, ela mostrou relação apenas com competidores como lianas, quantidades de luz incidente nas árvores e quantidade de danos causados durante a exploração ou algum eventual dano durante o processo de recuperação florestal.

Quanto maior os níveis de danos nas árvores o crescimento após a exploração de madeira tende a diminuir e a mortalidade aumentar, visto que árvores não danificadas têm a chance de crescimento aumentada de 28% a 50% (Capítulo 4) e árvores com danos tem a chance de mortalidade aumentada em 167% a 783% (Capítulo 3). Shenkin et al. (2015) confirmam esse resultado ao dizer que às árvores danificadas na exploração florestal crescem mais lentamente e estão mais vulneráveis a mortalidade por danos nos fustes, galhos e raízes, infecção por microrganismos patógenos e saprófitos. Dessa forma, recomenda-se que técnicas de menor impacto sejam adotadas e as técnicas de exploração aperfeiçoadas visando diminuir ainda mais os danos causados aos remanescentes florestais.

5.4. Influência dos fatores de condição das árvores e vizinhança nos grupos funcionais

Ao iniciar a pesquisa foi questionado qual seria a influência das técnicas de exploração usadas, quantidade de luz incidente, quantidade de lianas, danos e outros competidores no crescimento dos diferentes grupos funcionais.

No Capítulo 2 vimos que o crescimento dos grupos funcionais na EIR não foi significativo. A exploração convencional favoreceu o crescimento das espécies de crescimento lento e dossel médio e espécies de crescimento lento e dossel inferior que foram 13% e 6% respectivamente maior quando comparado a floresta que passou por EIR. Entretanto, espécies de crescimento médio e dossel superior e espécies de crescimento rápido ou pioneiras não tiveram o crescimento estimulado pela EC. Dessa forma, concluímos que nos dois tipos de exploração a taxa de crescimento das espécies pode ser baixo e comprometer a recuperação do estoque de madeira no ciclo de corte de vinte e quatro anos como vimos no Capítulo 4.

Os danos nas copas das árvores causados pela exploração florestal ou danos eventuais no período monitorado, tiveram efeito negativo, independentemente do nível de dano e para qualquer grupo funcional. As espécies de crescimento lento e dossel inferior e as de crescimento rápido foram as mais prejudicadas, diminuindo suas taxas de crescimento em 28% e 50% respectivamente quando submetidas a alto nível de danos. Isso reforça ainda mais a importância da adoção de técnicas de baixo impacto na exploração.

Em todos os grupos funcionais a incidência de luz superior total foi responsável por maiores taxas de crescimento. As espécies de crescimento rápido ou pioneiras e as de crescimento lento e dossel médio cresceram respectivamente 28% e 26% mais do que as que receberam pouca luz superior. Entretanto, as espécies de crescimento lento e dossel inferior e as de crescimento médio e dossel superior tiveram influência negativa no crescimento quando receberam pouca luz, com taxas de crescimento 11% e 17% respectivamente menores em relação as que receberam luz superior total.

O aumento da competição multilateral por densidade ao redor das árvores, nos grupos funcionais, não teve influência no crescimento. Entretanto, quanto maior a competição unilateral por área basal ao redor dos indivíduos nos grupos funcionais, menor o crescimento. Nesse caso, as espécies do grupo de crescimento lento e dossel médio foram as que apresentaram maior redução das taxas de crescimento (30%) devido ao aumento da área basal de árvores dominantes. As espécies de crescimento rápido, de crescimento lento dossel inferior e crescimento médio dossel inferior apresentaram taxas de crescimento respectivamente 27%, 24% e 22% menor com a presença de competidores dominantes. Concluímos então, que a competição pode acontecer

entre espécies de tamanhos semelhantes impossibilitando a ocupação, absorção de luz e aproveitamento de outros recursos (Forrester e Bauhus, 2016), mas a conservação de espécies menores que venham a facilitar o crescimento, ainda precisa de mais estudos (Forrester, 2014).

5.5. Mudanças das taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento após a exploração e importância do monitoramento a longo prazo

O estudo do Capítulo 2 mostrou que logo após a exploração florestal houve aumento das taxas médias de crescimento e 13 anos depois elas diminuíram mostrando que esse seria um bom momento para tratamentos silviculturais específicos. Já a mortalidade das árvores apresenta aumento quinze anos depois da exploração e pode estar relacionada ao regime de precipitação e secas (El-Niño) e a ausência de distúrbio da exploração que aumenta o nível de competição dos fatores estudados neste trabalho. Sabemos que as colheitas de alta intensidade promovem o recrutamento e o crescimento de espécies, principalmente pioneiras de vida longa, pois o aumento das taxas de crescimento florestal nos primeiros anos após a colheita é causado pelas aberturas no dossel formado pela colheita, abertura de trilhas e a diminuição da competição acima e abaixo do solo.

Dessa forma, a diminuição das taxas de crescimento 13 anos após a exploração e o aumento da chance de mortalidade 15 anos após a exploração, inclusive para espécies com potencial econômico, mostra que tratamentos silviculturais específicos à condição das áreas florestais podem ser testados e implementados. Isso fica claro no Apêndice K do Capítulo 2, em que 13 anos após a exploração florestal, grandes quantidades de luz, menores níveis de lianas nas árvores, menores níveis de danos nas copas e diminuição da área basal de competidores maiores (competição unilateral) podem contribuir para taxas de crescimento também maiores. Entretanto, após esses 13 anos os níveis ótimos dos fatores mostrados acima já não são o suficiente para manter altas taxas de crescimento, indicando que uma intervenção silvicultural é interessante. E a probabilidade de mortalidade das árvores que aumentou 15 anos após a exploração, mostra que um fator não estudado como o El-Niño pode ter influenciado mais que a exploração florestal em 1993.

Além disso, é necessário destacar a importância de monitoramentos em longo período como dos dados utilizados para essa pesquisa. Sabemos que para entender o ciclo de vida, padrões e mecanismos de espécies arbóreas são necessários dados de décadas em florestas tropicais, visto que todas essas mudanças ambientais e distúrbios em grande escala ocorrem a longo prazo. O período utilizado nesta tese, de vinte e quatro anos, foi suficiente para abordar

questões relacionadas a influência de fatores ambientais no crescimento, mortalidade e recrutamento após a exploração florestal (capítulos 2 a 4). Este período, porém, é curto demais para abordagens relacionadas a mudanças climáticas, para estudar o ciclo de vida das árvores, que algumas vezes pode chegar a um século ou mais, e entender o tempo de recuperação do volume de madeira após a exploração florestal. Dessa forma, é importante manter os monitoramentos nessa área por mais algumas décadas, a fim de verificar a recuperação das espécies, mudanças na composição florestal e mudanças ambientais futuras (El Niño) que podem ser de maior intensidade do que as ocorridas nos últimos anos.

5.6. Valorização econômica da floresta após exploração

Houve valorização do estoque de madeira 24 anos após a exploração florestal (Capítulo 4). Levando em consideração a dinâmica da área manejada em 1993, as espécies de madeira branca foram as que mais valorizaram (413%), seguido das espécies de madeira nobre (352,15%) e as de madeira vermelha (310,2%). Isso mostra que estamos cada vez mais dependentes da exploração de espécies de menor densidade, o que pode comprometer ainda mais a biodiversidade florestal visto que espécies que atualmente são super exploradas, correm risco de extinção.

A maioria das espécies tiveram maior valorização econômica nas áreas de EIR, porém *Caryocar villosum*, *Copaifera duckei*, *Dipterix odorata*, *Handroanthus serratifolius*, *Manilkara bidentata*, *Manilkara elata* e *Tachigali paniculata* não conseguiram recuperar o estoque explorado independente das técnicas de exploração adotadas. Entretanto, apesar do volume de madeira ter baixo incremento, ou até decréscimo para algumas espécies, a valorização continuou resultando em aumento de receita por unidade de área. Fator preocupante para a conservação florestal, pois quanto maior a valorização desses recursos madeireiros sem mudanças na legislação, maior será a pressão e os riscos de esgotamento do estoque e extinção de espécies.

Uma análise econômico-financeira foi realizada para saber se o custo de oportunidade da exploração florestal é maior que a expectativa de retorno de aplicações financeiras. Observou-se que a expectativa de retorno na poupança e no cenário pessimista é menor do que o custo de oportunidade da exploração de impacto reduzido (EIR) das espécies estudadas no Capítulo 3. A valorização das espécies no ano de 2017 considerando o volume de madeira explorado em 1993 foi de USD 43.352,95 e a expectativa de retorno das aplicações na poupança e no cenário pessimista para o mesmo período foi respectivamente USD 38.743,43 e USD 37.648,87. A valorização para o investimento em poupança e no cenário pessimista foi de 320,55% e 308,67%

respectivamente, sendo menor que a valorização (370,59%) para as onze espécies no período de 1993 a 2017. Quando analisada a segunda simulação de investimento na poupança e no cenário pessimista para o período de 2017 a 2041 vimos que também não seria viável. Dessa forma, esse tipo de investimento não seria atrativo para o proprietário rural que deseja explorar sua área de reserva legal, visto que não resultaria no mesmo lucro ou vantagem.

As aplicações no cenário moderado e otimista são viáveis, visto que a expectativa de retorno para esses tipos de aplicações foi maior que o custo de oportunidade da EIR, ou seja, o proprietário rural teria um bom retorno se decidisse não explorar sua área de reserva legal. No período de 1993 a 2017 a valorização do volume explorado das espécies em questão foi de USD 43.352,95 (370,59%) e a expectativa de retorno das aplicações nos cenários moderado e otimista foi de respectivamente USD 79.240,66 (760,15%) e USD 161.781,16 (1656,12%). Dessa forma retorno financeiro pela aplicação financeira bem maior do que a exploração das onze espécies. Nos anos posteriores, de 2017 a 2041, a projeção mostrou que a valorização das espécies seria de USD 51.979,08 e a expectativa de retorno das aplicações nos cenários moderado e otimista seriam de respectivamente USD 97.554,61 e USD 199.171,72 com as mesmas taxas de valorização do período anterior.

Entretanto, são necessários mais estudos sobre o custo de oportunidade da exploração de recursos naturais para subsidiar iniciativas de pagamento por serviços ambientais. Deve-se desenvolver estudos que descrevam o perfil dos proprietários de terras e/ou pessoas que investem na exploração madeireira na Amazônia brasileira e entender quais os objetivos de cada “ator” com as atividades realizadas nas propriedades, para que seja possível discutir e criar políticas, como a de pagamento por serviços ambientais que são capazes de diminuir a pressão por exploração florestal e desmatamento.

REFERÊNCIAS

- Bertwell, T.D., Kainer, K.A., Cropper, W.P., Staudhammer, C.L., de Oliveira Wadt, L.H., 2018. Are Brazil nut populations threatened by fruit harvest? *Biotropica* 50, 50–59.
- de Avila, A.L., Ruschel, A.R., de Carvalho, J.O.P., Mazzei, L., Silva, J.N.M., Lopes, J. do C., Araujo, M.M., Dormann, C.F., Bauhus, J., 2015. Medium-term dynamics of tree species composition in response to silvicultural intervention intensities in a tropical rain forest. *Biological Conservation* 191, 577–586.
- Dionisio, L.F.S., Schwartz, G., Mazzei, L., Lopes, J. do C., Santos, G.G.A. dos, Oliveira, F. de A., 2017. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 401, 1–7.
- Forrester, D.I., 2014. The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests: From pattern to process. *Forest Ecology and Management* 312, 282–292. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.003>
- Forrester, D.I., Bauhus, J., 2016. A Review of Processes Behind Diversity-Productivity Relationships in Forests. *Current Forestry Reports* 2, 45–61.
- Forrester, D.I., Bauhus, J., 2016. A Review of Processes Behind Diversity—Productivity Relationships in Forests. *Current Forestry Reports* 2, 45–61. <https://doi.org/10.1007/s40725-016-0031-2>.
- Free, C.M., Matthew Landis, R., Grogan, J., Schulze, M.D., Lentini, M., Dünisch, O., 2014. Management implications of long-term tree growth and mortality rates: A modeling study of big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 330, 46–54.
- Keefe, K., Schulze, M.D., Pinheiro, C., Zweede, J.C., Zarin, D., 2009. Enrichment planting as a silvicultural option in the eastern Amazon: Case study of Fazenda Cauaxi. *Forest Ecology and Management* 258, 1950–1959.
- Macpherson, A.J., Schulze, M.D., Carter, D.R., Vidal, E., 2010. A Model for comparing reduced impact logging with conventional logging for an Eastern Amazonian Forest. *Forest Ecology and Management* 260, 2002–2011.
- Navarro-Cerrillo, R.M., Griffith, D.M., Ramírez-Soria, M.J., Pariona, W., Golicher, D., Palacios, G., 2011. Enrichment of big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in logging gaps in Bolivia: The effects of planting method and silvicultural treatments on long-term seedling survival and growth. *Forest Ecology and Management* 262, 2271–2280.
- Peña-Claros, M., Fredericksen, T.S., Alarcón, A., Blate, G.M., Choque, U., Leño, C., Licona, J.C., Mostacedo, B., Pariona, W., Villegas, Z., Putz, F.E., 2008. Beyond reduced-impact logging: Silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. *Forest Ecology and Management* 256, 1458–1467.
- Shenkin, A., Bolker, B., Peña-Claros, M., Licona, J.C., Putz, F.E., 2015. Fates of trees damaged by logging in Amazonian Bolivia. *Forest Ecology and Management* 357, 50–59.
- Vatrás, S., De Carvalho, J.O.P., Silva, J.N.M., Da Castro, T.C., 2016. Effect of the reduced impact exploration on growth dynamics of a natural forest | Efeito da exploração de impacto reduzido na dinâmica do crescimento de uma floresta natural. *Scientia Forestalis/Forest Sciences* 44, 261–271.
- Visser, M.D., Schnitzer, S.A., Muller-Landau, H.C., Jongejans, E., de Kroon, H., Comita, L.S., Hubbell, S.P., Wright, S.J., 2018. Tree species vary widely in their tolerance for liana infestation: A case study of differential host response to generalist parasites. *Journal of Ecology* 106, 781–794.

A pesquisa descrita nesta tese faz parte do projeto piloto de manejo florestal em Paragominas e foi apoiada financeiramente por USAID (1993-2006), o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; processos 481097/2008-2, 201138/2012-3, 309319/2018-8) (2006-2014), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP; processos 2013/16262-4, 2013/50718-5) (2014-2019), o Banco Santander (edital PRPG N°03/2017 Mobilidade Santander), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES demanda social - Código de Financiamento 001).

Ilustrações das páginas 61, 62, 68, 70, 102, 103, 110, 111, 145, 146 e 164 por Msc. Vanessa Erler Sontag da empresa Illus Scientia

Foto na página 27 por Eng. Ftal Deyginanem Brito da Luz

Foto na página 133 por Sllailton Silveira Guedes

Demais fotos do trabalho por Andreia Alves Erdmann