



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

LUIZ FERNANDES SILVA DIONISIO

DINÂMICA DE UMA FLORESTA TROPICAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL APÓS
A EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO

BELÉM
2018

LUIZ FERNANDES SILVA DIONISIO

**DINÂMICA DE UMA FLORESTA TROPICAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL APÓS
A EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ciências Florestais, área de concentração Manejo de Ecossistemas Florestais.

Orientador: Pesq. Dr. Gustavo Schwartz

Co-orientador: Prof. Dr. Francisco de Assis Oliveira

BELÉM

2018

Dionisio, Luiz Fernandes Silva

Dinâmica de uma floresta tropical na Amazônia oriental após a exploração de impacto reduzido./ Luiz Fernandes Silva Dionisio. – Belém, PA, 2018.

76 f.

Tese (Doutorado em Ciências Florestais – Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural da Amazônia.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Schwartz.

Coorientador: Prof. Dr.º Francisco de Assis Oliveira.

1. Manejo de Florestas Tropicais. 2. Exploração de Impacto Reduzido - EIR. 3. Regeneração de Florestas Tropicais. 4. Floresta Tropical – Amazônia Oriental. 5. Espécies Arbóreas – Florestas Tropicais. I. Schwartz, Gustavo (orient.). II. Oliveira, Francisco de Assis (Co-orient.). III. Título.

CDD – 634.92

Edvaldo Wellington – Bibliotecário Documentalista – CRB2 / 1368

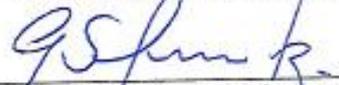
LUIZ FERNANDES SILVA DIONISIO

**DINÂMICA DE UMA FLORESTA TROPICAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL APÓS
A EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO**

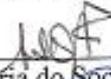
Tese apresentada à Universidade Federal Rural da
Amazônia como parte das exigências para obtenção do
título de Doutor em Ciências Florestais, área de
concentração Manejo de Ecossistemas Florestais.

Aprovado em 19 de dezembro de 2018

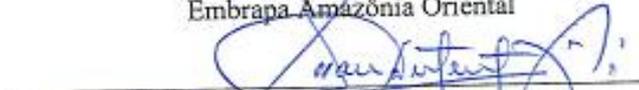
BANCA EXAMINADORA



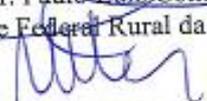
Pesq. Dr. Gustavo Schwartz
Embrapa Amazônia Oriental



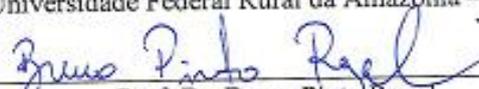
Pesq. Dra. Maria do Socorro Gonsalves Ferreira
Embrapa Amazônia Oriental



Prof. Dr. Paulo Luiz Contente de Barros
Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA



Prof. Dr. José Natalino Macedo Silva
Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA



Prof. Dr. Breno Pinto Rayol
Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA

Agradecimentos

Agradeço à Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) pela formação científica e acadêmica.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) pela oportunidade de doutorado.

A Empresa Brasileira de pesquisa Agropecuária (Embrapa Amazônia Oriental) pela oportunidade de desenvolver esse trabalho a partir do projeto DIAGFLOR (MP3 - 03.13.07.004.00).

Agradecemos a equipe do projeto Diagflor e a CKBV Florestal Ltda. e sua equipe de campo.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (142462 / 2015-2) pela concessão da bolsa de doutorado.

Agradeço ao Eng. Florestal Evandro Ferreira pela grande contribuição tornando este trabalho possível.

Ao Dr. Gustavo Schwartz, Francisco de Assis Oliveira e José do Carmo Lopes, pelas orientações, ensinamentos, amizade e confiança depositada.

Agradeço a todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais/PPGCF-UFRA) pelos ensinamentos, em especial aos professores Dr. José Natalino Macedo Silva, Dr. Paulo Luiz Contente de Barros e Dr. João Olegário Pereira de Carvalho.

Agradeço a minha família, em especial a meu pai Francisco H. Dionizio e minha mãe Hortalina A. Silva pelo apoio em todos os momentos da minha formação acadêmica e profissional.

SUMÁRIO

CONTEXTUALIZAÇÃO.....	12
1 OBJETIVOS.....	13
1.1 Geral.....	13
1.2 Específicos.....	13
2 HIPÓTESES.....	13
2.1 Capítulo 2.....	13
2.2 Capítulo 3.....	13
3 CAPÍTULO 1 - MANEJO DE FLORESTAS TROPICAIS: UMA REVISÃO DE LITERATURA.....	15
3.1 Manejo de florestas tropicais.....	15
3.2 Exploração de Impacto Reduzido (EIR).....	16
3.3 Clareiras de exploração florestal.....	18
3.4 Regeneração de florestas tropicais.....	19
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	21
4 CAPÍTULO 2 - MORTALIDADE DO ESTOQUE DE ÁRVORES COMERCIAIS REMANESCENTES PÓS-EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO NA AMAZÔNIA ORIENTAL.....	29
4.1 Introdução.....	30
4.2 Material e métodos.....	32
4.2.1 Área de estudo.....	32
4.2.2 Delineamento amostral.....	34
4.2.3 Análise de dados.....	35
4.3 Resultados.....	35
4.3.1 Taxas de mortalidade.....	35
4.3.2 Taxas de mortalidade <i>versus</i> volume colhido.....	36
4.3.3 Taxas de mortalidade por grupo ecológico e intensidade de colheita.....	37
4.3.4 Taxa de mortalidade por classe de diâmetro.....	39
4.4 Discussão.....	40
4.4.1 Taxas de mortalidade.....	40
4.4.2 Taxas de mortalidade <i>versus</i> volume colhido.....	41
4.4.3 Taxas de mortalidade por grupo ecológico e intensidade de colheita.....	42
4.4.4 Taxa de mortalidade por classe de diâmetro.....	43

4.5	Conclusões	43
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	44
5	CAPÍTULO 3 - CRESCIMENTO, MORTALIDADE E RECRUTAMENTO PÓS-COLHEITA DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM FLORESTAS TROPICAIS MANEJADAS AO LONGO DE 13 ANOS NA AMAZÔNIA ORIENTAL	52
5.1	Introdução	53
5.2	Material e métodos	55
5.2.1	Área de estudo.....	55
5.2.2	Delineamento amostral.....	55
5.2.3	Análise de dados.....	56
5.3	Resultados	58
5.3.1	Taxas de mortalidade e recrutamento.....	58
5.3.2	Densidade de indivíduos e espécies.....	59
5.3.3	Crescimento diamétrico <i>versus</i> volume colhido.....	59
5.3.4	Crescimento diamétrico por grupo ecológico.....	60
5.3.5	Crescimento por classes de diâmetro.....	61
5.4	Discussão	62
5.4.1	Taxas de mortalidade e recrutamento.....	62
5.4.2	Densidade de indivíduos e espécies.....	64
5.4.3	Crescimento diamétrico <i>versus</i> volume colhido.....	64
5.4.4	Crescimento diamétrico por grupo ecológico.....	64
5.4.5	Crescimento por classes de diâmetro.....	66
5.5	Conclusões	67
5.6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	67
5.6.1	Implicações da EIR para o manejo florestal.....	67
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2

- Tabela 1.** Unidades de Produção Anual (UPAs) inventariadas entre os anos de 2002 e 2015 para árvores com DAP ≥ 45 cm na fazenda Rio Capim, município de Paragominas – PA – Brasil..... 33
- Tabela 2.** Análise de correlação para taxa de mortalidade e volume colhido para árvores com DAP ≥ 45 cm, em uma cronosequência de 13 anos, em área de floresta ombrófila densa de terra firme na fazenda Rio Capim, município de Paragominas – PA – Brasil..... 36

Capítulo 3

- Tabela 1.** Unidades de Produção Anual (UPAs) e Unidades de Trabalho (UTs) inventariadas entre 2002 e 2010 e remeidas em 2015, na fazenda Rio Capim, PA, Brasil..... 55
- Tabela 2.** Análise de correlação para taxa de crescimento em diâmetro (0,00-1,02 cm ano⁻¹) e volume colhido (3-40 m³ ha⁻¹) para árvores com DAP ≥ 45 cm em área de floresta ombrófila densa sob Exploração de Impacto Reduzido (EIR) em cinco florestas manejadas ao longo de 13 anos (2002-2015) na fazenda Rio Capim, PA, Brasil..... 59

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO 2

- Figura 1.** Área de estudo na fazenda Rio Capim, no município de Paragominas (C), Pará (B), Brasil (A). 20 parcelas de 50 m de largura por 1000 m de comprimento em cada unidade de trabalho (D) foram utilizadas para medir árvores comerciais ≥ 45 cm DAP em uma cronosequência de 13 anos, em área de floresta ombrófila densa de terra firme sob Exploração de Impacto Reduzido..... 32
- Figura 2.** Taxa média de mortalidade para árvores com DAP ≥ 45 cm pós Exploração de Impacto Reduzido (EIR) em cronosequência de 13 anos na fazenda Rio Capim, município de Paragominas – PA – Brasil. A linha horizontal mais grossa representa a média, a caixa o intervalo interquartil e as linhas tracejadas os valores extremos. Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste post-hoc de Tukey a 5% de probabilidade..... 35
- Figura 3.** Média (IC) da taxa de mortalidade por grupo ecológico para árvores com DAP ≥ 45 cm em uma cronosequência de 13 anos, em área de floresta ombrófila densa de terra firme sob Exploração de Impacto Reduzido na fazenda Rio Capim, Paragominas – PA – Brasil. A) pioneiras; B) demandantes de luz e C) tolerantes a sombra). O ponto representa a média e as linha vertical o intervalo de confiança..... 37
- Figura 4.** Taxa de mortalidade por grupo ecológico para diferentes intensidades de exploração (sem exploração, baixo: 1-15, médio: 15-30 e alto: >30 m^3 ha^{-1}) para árvores com DAP ≥ 45 cm em uma cronosequência de 13 anos, em área de floresta ombrófila densa de terra firme sob Exploração de Impacto Reduzido na fazenda Rio Capim, Paragominas – PA – Brasil. A linha horizontal mais grossa representa a média, a caixa o intervalo interquartil e as linhas na vertical os valores extremos..... 38
- Figura 5.** Boxplot mostrando a taxa média de mortalidade por classe de diâmetro para árvores com DAP ≥ 45 cm em uma cronosequência de 13 anos, em áreas: (A) controle; e (B) área sob EIR na fazenda Rio Capim, 39

Paragominas – PA – Brasil. A linha horizontal mais grossa representa a média, a caixa o intervalo interquartil e as linhas tracejadas os valores extremos. Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste post-hoc de Tukey a 5% de probabilidade.....

CAPITULO 3

- Figura 1.** Média (\pm EP) das taxas de mortalidade (A) e recrutamento por grupo ecológico (B) de árvores ≥ 45 cm DAP em área de floresta ombrófila densa sob Exploração de Impacto Reduzido (EIR) em quatro Unidades de Produção Anual (UPAs) manejadas ao longo de 13 anos (2002-2015) e uma área de controle sem exploração na fazenda Rio Capim, PA, Brasil. Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, letras minúsculas comparação entre grupos ecológicos e letras maiúsculas comparação de cada grupo ecológico ao longo do tempo em ANCOVA com o teste post-hoc de Tukey a 5% de probabilidade. As barras de erro representam erro padrão..... 57
- Figura 2.** Média (\pm EP) da densidade de indivíduos (A) e densidade de espécies comerciais (B) para árvores com DAP ≥ 45 cm pertencente a 49 espécies em área de floresta ombrófila densa sob Exploração de Impacto Reduzido (EIR) em quatro Unidades de Produção Anual (UPAs) manejadas ao longo de 13 anos (2002-2015) e uma área de controle sem exploração na fazenda Rio Capim, PA, Brasil. As barras de erro representam erro padrão ($p \leq 0,05$). Pós-exploração 1 (densidade de indivíduos e densidade de espécies imediatamente após a exploração) e Pós-exploração 2 (inventário de 2015)..... 58
- Figura 3.** Média (\pm EP) para taxa de crescimento em diâmetro de 49 espécies comerciais para árvores com DAP ≥ 45 cm (A) e crescimento das espécies separadas por grupos ecológicos (B) em quatro Unidades de Produção Anual (UPAs) manejadas ao longo de 13 anos (2002-2015) e uma área de controle sem exploração na fazenda Rio Capim, PA, Brasil. Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, letras minúsculas comparação entre grupos ecológicos e letras maiúsculas comparação de cada grupo ecológico ao longo do tempo 59

em ANCOVA com o teste post-hoc de Tukey a 5% de probabilidade.
As barras de erro representam erro padrão.....

Figura 4. Média (\pm DP) da taxa de crescimento relativo - TCR ($\text{cm cm}^{-1} \text{ano}^{-1}$) por classe de diâmetro de árvores com $\text{DAP} \geq 45$ cm em área de floresta ombrófila densa sob Exploração de Impacto Reduzido (EIR) em quatro Unidades de Produção Anual (UPAs) manejadas ao longo de 13 anos (2002-2015) e uma área de controle sem exploração (Controle; 5 anos; 7 anos; 11 anos; e 13 anos após a exploração) - Fazenda Rio Capim, PA, Brasil. Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si pela ANCOVA com o teste post-hoc de Tukey entre cada classe de diâmetro a 5% de probabilidade. As barras de erro representam desvio padrão..... 61

CONTEXTUALIZAÇÃO

Manejo Florestal Sustentável é a administração da floresta para obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras, de múltiplos produtos e subprodutos não-madeireiros, bem como a utilização de outros bens e serviços florestais.

O conhecimento da regeneração, recrutamento, crescimento e mortalidade de indivíduos de espécies comerciais em florestas tropicais manejadas, é crucial para sua conservação e previsão sobre sua produção futura destas florestas. Essas informações dão ao gerente florestal uma imagem muito mais clara sobre a capacidade de recuperação de uma determinada floresta manejada. Isso, portanto, permite ao gerente tomar decisões bem sucedidas sobre a melhor forma de manejar sua floresta. Assim, é importante avaliar os efeitos a longo prazo da exploração florestal na dinâmica da floresta.

Esta tese está dividida em três capítulos onde a dinâmica de mortalidade, recrutamento e crescimento de espécies comerciais com DAP ≥ 45 cm foram estudadas como subsídios para o manejo florestal e conservação das espécies florestais exploradas em áreas de florestas tropicais na Amazônia Oriental.

No primeiro capítulo, foi realizado uma revisão de literatura abordando temas relacionados à dinâmica de florestas tropicais naturais sob exploração.

No segundo capítulo, são estudados os efeitos da colheita florestal sobre a mortalidade de árvores adultas (DAP ≥ 45 cm) em florestas naturais sob Exploração de Impacto Reduzido (EIR).

No terceiro, o objetivo é analisar os efeitos da colheita florestal sobre o recrutamento de indivíduos, crescimento e mortalidade de árvores remanescentes.

Este trabalho faz parte do projeto “Diagnóstico da estrutura florestal remanescente em área de manejo florestal certificado na região de Paragominas - Pará: sequencia temporal de 13 anos de exploração florestal” (DIAGFLOR) (MP3 - 03.13.07.004.00), coordenado pela Embrapa Amazônia Oriental.

1 OBJETIVOS

1.1 Geral

Avaliar o efeito da Exploração de Impacto Reduzido (EIR) na dinâmica de uma floresta tropical manejada ao longo de 13 anos na Amazônia Oriental.

1.2 Específicos

Realizar uma revisão de literatura sobre dinâmica de florestas tropicas como suporte para os capítulos 2 e 3.

Avaliar a dinâmica de mortalidade de árvores adultas ($DAP \geq 45$ cm) em uma floresta tropical sob EIR ao longo de 13 anos na Amazônia Oriental.

Avaliar a dinâmica de mortalidade, crescimento e recrutamento de árvores com $DAP \geq 45$ cm de diferentes grupos ecológicos em uma floresta tropical sob EIR ao longo de 13 anos na Amazônia Oriental.

2 HIPÓTESES

2.1 Capítulo 2

1. **Questão:** A intensidade de exploração de até $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ afeta a mortalidade de árvores em florestas sob Exploração de Impacto Reduzido?

Hipótese: A colheita de até $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ aumenta as taxas de mortalidade pós-colheita.

2. **Questão:** Existe efeito temporal da colheita florestal sobre a mortalidade de espécies comerciais com $DAP \geq 45$ cm remanescentes?

Hipótese: A taxa de mortalidade é maior nos primeiros anos pós-colheita com redução nos anos posteriores.

3. **Questão:** A exploração seletiva afeta a dinâmica dos diferentes grupos ecológicos?

Hipótese: As espécies pioneiras apresentam maior taxa de mortalidade.

4. **Questão:** Qual a relação entre a taxa de mortalidade pós-colheita e o diâmetro das árvores em florestas naturais sob EIR?

Hipótese: Árvores com $DAP \geq 45$ apresentam maior taxa de crescimento.

2.2 Capítulo 3

1. **Questão:** A Exploração de Impacto Reduzido (EIR) influencia no recrutamento de espécies comerciais em uma floresta natural?

Hipótese: A abertura no dossel causado pela exploração aumenta as taxas de recrutamento de espécies comerciais com $DAP \geq 45$ cm.

2. **Questão:** As espécies comerciais com $DAP \geq 45$ cm exploradas no primeiro ciclo de corte apresentam crescimento compatível com o ciclo de corte (25-35 anos)?

Hipótese: As baixas taxas de crescimento das espécies comerciais não são compatíveis com o ciclo de corte (25-35 anos).

3. **Questão:** A intensidade de exploração de até $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ afeta o crescimento de árvores remanescentes com $DAP \geq 45$ cm pós-colheita?

Hipótese: A colheita de até $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ aumenta as taxas de crescimento pós-colheita.

3 CAPÍTULO 1

MANEJO DE FLORESTAS TROPICAIS: UMA REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Manejo de florestas tropicais

As florestas tropicais primárias estão entre os ecossistemas terrestres mais ricos em espécies do planeta (CHAZDON, 2012). A diversidade dos ambientes encontrados em florestas tropicais primárias influencia fortemente a dinâmica sucessional destas florestas (CALLEGARO et al., 2015). O manejo sustentável de florestas tropicais naturais ainda representa um desafio devido à complexidade destes ecossistemas (BRANDÃO et al., 2018). Esta complexidade dificulta as avaliações dos parâmetros biológicos, principalmente os relacionados com o crescimento e a produção de espécies comerciais (VATRAZ et al., 2012). Assim, a complexidade e fragilidade desses ecossistemas são alvo de inúmeras pesquisas (APARICIO et al., 2014; ABIYU et al., 2018; PRIMACK et al., 2018).

Para a colheita de madeira com base na adoção das técnicas de manejo, preconizadas pela legislação florestal brasileira, é fundamental que se conheça a dinâmica de crescimento das espécies de interesse comercial e se quantifique a capacidade de reposição dos estoques extraídos das espécies com o mercado atual e potencial. Desta forma, aumentam-se as chances de se garantir o sucesso dos empreendimentos florestais na Amazônia.

O manejo florestal sustentável para a produção de madeira requer que as funções florestais sejam mantidas e que o estoque de indivíduos de espécies comerciais se recupere durante cada ciclo de corte para permitir não apenas um rendimento sustentável de madeira das espécies colhidas, mas também a manutenção dos serviços ecossistêmicos (DE AVILA et al., 2017). Em florestas tropicais, incluindo a Amazônia brasileira, há evidências de que o ciclo de corte atual de 35 anos pode ser insuficiente para permitir a recuperação da floresta (SIST; FERREIRA, 2007; BONNELL et al., 2011; HAWTHORNE et al., 2012). No entanto, nem todos os mecanismos de sustentabilidade das florestas manejadas são adequadamente abordados pelos gestores e pela atual legislação florestal brasileira (BRANDÃO et al., 2018). Portanto, o grande desafio para a silvicultura tropical é garantir níveis adequados de estoque em crescimento e facilitar a regeneração de espécies de valor comercial, além de serviços ambientais.

No manejo de florestas naturais é importante estabelecer práticas silviculturais adequadas aos processos ecológicos destes ecossistemas. Os sistemas silviculturais para a gestão florestal sustentável foram definidos a partir da necessidade de superar problemas

intrínsecos das florestas tropicais, como a escassez de regeneração natural de algumas espécies e reduzidas taxas de crescimento de espécies comerciais (SOUZA et al., 2014). O planejamento das atividades de colheita diminui custos e impactos ambientais, garantindo a manutenção da biodiversidade e conservação dos ecossistemas, permitindo que a floresta se recupere em menor tempo (REIS et al., 2010, HIRAI et al., 2012; TAFFAREL et al., 2014).

O manejo e a conservação da biodiversidade dependem essencialmente do monitoramento da floresta por longo prazo para obter informações precisas sobre distribuição de espécies e tamanhos de populações (THOMSEN; WILLERSLEV, 2015). Inúmeros são os estudos que relatam os efeitos das ações humanas nas mudanças na biodiversidade (VELLEND et al., 2017; RIPPLE et al., 2017; CARDINALE et al., 2018) e a forma como as comunidades de plantas se recuperam após perturbações. Esses estudos são de grande relevância para a conservação e em particular abordam principalmente mudanças na riqueza de espécies em escala local, mas são dificultados pela ausência de monitoramento de longo prazo (PRIMACK et al., 2018).

O manejo sustentável das florestas tropicais torna-se fundamental para manter seu papel na conservação da biodiversidade regional, capacidade de armazenamento de carbono e melhoria dos meios de subsistência. No entanto, isso requer conhecimento sobre o comportamento do crescimento das árvores e sua resposta às mudanças ambientais e climáticas (ABIYU et al., 2018).

3.2 Exploração de Impacto Reduzido (EIR)

O manejo florestal tem sido reportado como sendo sustentável em áreas de floresta tropical. Porém, existem controvérsias quanto aos impactos da exploração madeireira e do potencial efeito do corte seletivo sobre a estrutura, composição e dinâmica das mesmas (GOURLET-FLEURY et al., 2013). Alguns autores defendem que as técnicas de corte seletivo não são sustentáveis, pois não garantem a manutenção da biodiversidade (BURIVALOVA et al., 2014), nem a sustentabilidade das próprias atividades madeireiras (HAWTHORNE et al., 2012).

Neste sentido, a uso de técnicas como a Exploração de Impacto Reduzido (EIR) vem sendo adotadas no manejo florestal para minimizar os impactos da colheita florestal sobre a floresta. A EIR é um conjunto de técnicas que visa manter a estrutura e as funções da floresta colhida o mais semelhante possível da sua estrutura original (ZARIN et al., 2007), sendo apontada como uma importante ferramenta para a conservação da biodiversidade nas áreas sob manejo florestal e redução das taxas de desmatamento, sendo fortemente promovida por

empresas florestais certificadas (PUTZ et al., 2012; SCHWARTZ et al., 2012). A EIR compreende um conjunto de atividades operacionais que incluem inventário florestal pré e pós-colheita, mapeamento individual de árvores, técnicas de derruba e corte, delimitação precisa de estradas e trilhas, corte de cipós, entre outros (FAO, 2004). A EIR é uma prática bem conhecida e amplamente aplicada em planos de manejo florestais sustentáveis na Amazônia. Ela foi introduzida no manejo das florestas tropicais para evitar danos sobre as árvores remanescentes e melhorar a eficiência em operações de colheita (PUTZ et al., 2012). O corte direcional é uma das técnicas inovadoras da EIR que visa facilitar a extração e minimizar os danos sobre árvores remanescentes (RIVETT et al., 2016). Há evidências crescentes de como as técnicas de EIR podem garantir a melhor estrutura florestal após a exploração madeireira, embora continue sendo um desafio alcançar um equilíbrio entre a indústria madeireira e os esforços de conservação (GATTI et al., 2015).

Na EIR aplicam-se princípios científicos e de engenharia que envolvem educação e treinamento de trabalhadores (MEDJIBE et al., 2011). A tecnologia GPS e o sensoriamento remoto são usados para controlar e avaliar o trabalho de campo ou mitigar os danos sobre a floresta (MARVIN et al., 2016). Devido à alta complexidade operacional e aos custos da extração seletiva, os modelos de programação matemática são efetivos no planejamento e execução da colheita de madeira (BRAZ et al., 2004; GOMIDE et al., 2010, FERNANDES et al., 2013), mas ainda precisam ser implementados como ferramentas de otimização generalizadas em empresas florestais na Amazônia brasileira (SILVA et al., 2018).

A EIR tem sido tratada como sinônimo de práticas sustentáveis e, portanto, o principal desafio é na concepção de regras de exploração que sejam compatíveis com a regeneração natural (SCHULZE et al., 2008; DARRIGO et al., 2016), recrutamento, crescimento e sobrevivência de indivíduos jovens e adultos de espécies arbóreas pós-colheita. Estas características afetam significativamente a composição da floresta e, conseqüentemente, a garantia da sustentabilidade de novos ciclos de corte.

Para o planejamento e/ou execução das atividades de exploração florestal visando à produção de madeira, é necessário compreender os mecanismos que influenciam o crescimento e desenvolvimento das espécies florestais. SOUZA et al. (2014) apontam pelo menos quatro pontos importantes que devem ser utilizados nas tomadas de decisão para tentar garantir maior produção e conservação das espécies: a) escolha das espécies que podem ser exploradas; b) espécies que devem ser protegidas; c) previsão mais exata do ciclo de corte e d) aplicação de tratamentos silviculturais mais adequados. Esse diagnóstico, ao longo do

tempo, é uma ferramenta útil nas decisões silviculturais no manejo florestal, o que pode permitir a sustentabilidade dessa atividade (BRANDÃO et al., 2018).

3.3 Clareiras de exploração florestal

A abertura de clareiras no dossel causadas pela morte natural de árvores são distúrbios comuns de pequena escala e desempenham papel importante na dinâmica da floresta (WHITMORE, 1989). No entanto, clareiras artificiais causadas pelo corte de espécies arbóreas em florestas tropicais têm impactos maiores do que aqueles naturais. As alterações no ambiente florestal causadas pela exploração madeireira podem modificar a trajetória da regeneração natural, crescimento, mortalidade e recrutamento de indivíduos que compõem as comunidades destas florestas (NICOTRA et al., 1999, SCHWARTZ et al., 2014; AREVALO et al., 2016; DARRIGO et al., 2016; RIVETT et al., 2016; DE AVILA et al., 2017, DIONISIO et al., 2018).

De acordo com a hipótese de particionamento de clareiras, as clareiras alteram a estrutura física dos povoamentos florestais e criam um gradiente de condições de recursos no espaço entre o centro da clareira e o sub-bosque da floresta (RICKLEFS, 1977; DENSLOW, 1980). A hipótese de particionamento de clareiras sugere que diferentes espécies arbóreas se regeneram ao longo do gradiente de recursos dentro das clareiras com base em suas características ecológicas, criando a possibilidade de coexistência de espécies dentro das clareiras (DENSLOW, 1980; ZHANG et al., 2013).

Em florestas tropicais, o manejo da diversidade arbórea em clareiras artificiais é um método que imita os padrões de distúrbios naturais. Práticas silviculturais baseadas na abertura de clareiras artificiais têm sido cada vez mais sugeridas para promover a regeneração, restauração florestal, crescimento e recrutamento de espécies arbóreas de valor comercial (SILVA et al., 1995; DE GRAAF et al., 1999; LOPES et al., 2008; SABOGAL et al., 2009; CASTRO et al., 2013; SCHWARTZ et al., 2012; SCHWARTZ et al., 2014; SCHWARTZ e LOPES, 2015; VATRAZ et al., 2016; DE AVILA et al., 2017; SCHWARTZ et al., 2017; DIONISIO et al., 2018; LU et al., 2018).

A silvicultura, baseada no manejo de clareiras, pode sustentar o fornecimento de produtos e serviços ecossistêmicos desejados, mantendo a diversidade de espécies de árvores (COATES; BURTON, 1997). Portanto, os sistemas baseados em clareiras, apresentam uma oportunidade para maior desenvolvimento e aplicação no manejo florestal com uma ampla gama de objetivos, incluindo produção, conservação, resiliência e adaptabilidade.

Em florestas manejadas, a colheita de árvores é a principal criadora de clareias (KERN et al., 2017). Em um contexto de produção, manutenção do estoque da regeneração e conservação de espécies florestais, é fundamental o conhecimento dos fatores que influenciam a regeneração e estabelecimento de espécies comerciais após a exploração florestal. Esses estudos vêm a subsidiar o manejador florestal com informações sobre mudanças florísticas na vegetação, taxas de incremento, mortalidade e recrutamento que permitam regular os ciclos de corte e/ou intensidade de exploração, conforme características produtivas da floresta (DIONISIO et al., 2017; DIONISIO et al., 2018).

Se por um lado a abertura de clareiras causado pela colheita de árvores via EIR promove o estabelecimento e o crescimento de espécies demandantes luz, por outro lado as plântulas já estabelecidas podem ser afetadas pela queda das árvores colhidas. A exploração madeireira também pode favorecer a colonização e o crescimento de espécies não comerciais que suprimem a regeneração de espécies comerciais (MOSTACEDO; FREDERICKSEN, 1999). Para entender os impactos da exploração florestal, é importante conhecer a extensão e o grau de abertura do dossel, como esses distúrbios afetam a regeneração e quanto tempo persistem (DE CARVALHO et al., 2017). Essas alterações acabam influenciando tanto o estabelecimento como a manutenção e sobrevivência de indivíduos recrutados no longo prazo (GRAVEL et al., 2008; WRIGHT et al., 2010). Assim, a dinâmica de regeneração das espécies comerciais em áreas manejadas provavelmente será alterada e a compreensão dos riscos para as espécies manejadas é fundamental para sua conservação.

O gradiente de recursos dentro de uma clareira pode não ser tão visível quanto a diferença de recursos entre clareiras e o sub-bosque da floresta, especialmente em clareiras pequenas (POWERS et al., 2008). Assim, as plântulas podem não apresentar desempenho diferente quando o tamanho da clareira estiver abaixo de algum limite satisfatório (DE MONTIGNY; SMITH, 2017; SCHWARTZ et al, 2017; LU et al., 2018).

3.4 Regeneração de florestas tropicais

A sustentabilidade do manejo florestal está apoiada na regeneração natural das espécies, cujos mecanismos têm sido investigados por silvicultores e ecologistas. O termo regeneração natural refere-se ao número de plantas jovens de uma população, povoamento ou floresta ou ao processo de estabelecimento destas plantas jovens (isto é, os processos de recrutamento ou ingresso, mortalidade e crescimento). O recrutamento e o ingresso, embora signifiquem a entrada de novos indivíduos na amostra e por alguns autores considerados sinônimos (SILVA; ARAÚJO, 2009; COLPINI et al., 2010), podem representar situações

diferentes; esses termos podem se referir à entrada de um indivíduo de uma espécie já presente na área (recrutamento) ou à entrada de um indivíduo de uma nova espécie na amostra (ingresso) (JARDIM, 2015).

A regeneração de espécies arbóreas em florestas tropicais tem sido apresentada em muitos trabalhos na literatura científica, tanto em inventários florestais, estudos fitossociológicos e demográficos como em termos de dinâmica populacional das espécies ou comunidades. Neste último caso, é interessante avaliar os processos básicos de recrutamento, crescimento e mortalidade que nas florestas tropicais são influenciados por distúrbios naturais e antrópicos, como a formação de clareiras (JARDIM, 2015; KERN et al., 2017; DE CARVALHO et al., 2017; DIONISIO et al., 2018).

Etimologicamente, regeneração significa a ação de gerar, reproduzir, reconstruir, restaurar, recuperar e renovar, entre outras ações. Estes termos aplicam-se à vegetação e são entendidos como regeneração de uma floresta que pode ser natural ou artificial, dependendo do envolvimento humano. O termo regeneração natural (RN) na terminologia florestal tem dois significados, que devem ser entendidos dentro do contexto em que são aplicados: 1) RN pode se referir à caracterização de um estado atual de vegetação (conceito estático) sendo entendido como “o número de indivíduos jovens de uma população”, “número de indivíduos abaixo de um certo tamanho” ou, em termos fisiológicos, “indivíduos que não atingiram a idade reprodutiva”; e 2) A RN também pode se referir ao processo de renovação de cotas de uma população (conceito dinâmico) (JARDIM, 2015). Neste último caso, refere-se ao crescimento, recrutamento e ingresso de indivíduos arbóreos de uma floresta.

A mortalidade é distribuída em toda a extensão da população ou então da comunidade. Refere-se ao número de plantas que morreram, entre duas amostragens estáticas, por causas naturais como pragas, doenças, queda natural, competição ou por causas artificiais, como a exploração de madeira (JARDIM, 2015). O balanço entre mortalidade e recrutamento indica a flutuação na densidade de indivíduos dentro de uma população ou comunidade. A densidade de indivíduos é a principal informação obtida no estudo da dinâmica de populações ou comunidades, pois resulta da interação de todos os fatores bióticos e abióticos. A história de vida ou a dinâmica populacional de uma espécie em uma comunidade ou floresta, expressa em termos de distribuição diamétrica (ENGONE OBIANG et al., 2014) ou distribuição de tamanho, é o resultado desse balanço ao longo do tempo. Qualquer método consistente de avaliação produzirá um equilíbrio dinâmico entre mortalidade e recrutamento quando um período suficientemente longo for considerado (SHEIL; MAY, 1996).

O crescimento é o aumento gradual do tamanho (diâmetro, altura, área basal e volume) de uma planta (JARDIM, 2015). O crescimento, recrutamento e a mortalidade de árvores remanescentes são afetados pela exploração madeireira de várias maneiras. O impacto direto mais óbvio é a mortalidade de árvores durante a operação de colheita. Nesta fase, muitas árvores grandes são colhidas e outras tantas são afetadas pela queda de árvores vizinhas ou durante as operações de arraste. O crescimento do estoque comercial remanescente deve ser tal que o volume perdido durante a operação de colheita seja substituído dentro de um ciclo de corte. Esta perda compreende não somente o volume colhido e partes defeituosas das árvores derrubadas que não são aproveitadas e permanecem na floresta, mas também o volume das árvores que morrem durante e após a exploração madeireira.

A grande preocupação entre os manejadores de florestas é o rendimento em volume de madeira das espécies colhidas, as quais podem não se recuperar entre a primeira e a segunda colheita (PUTZ et al., 2012; SIST; FERREIRA, 2007). Assim, nas colheitas subsequentes novas espécies comerciais e com potencial de comercialização são incluídas para corte (REIS et al., 2010; HAWTHORNE et al., 2012; MACPHERSON et al., 2012). Desta forma, há uma gradativa mudança na composição das espécies exploradas, ocorrendo uma substituição de espécies de madeira vermelha (alta densidade e mais valiosas) por espécies de madeira branca (baixa densidade e menos valiosas). Essa redução no valor comercial das espécies madeireiras pode ameaçar o valor de conservação dessas florestas e deixa-las mais vulneráveis à conversão do uso da terra (BURIVALOVA et al., 2014; PETROKOFISKY et al., 2015).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIYU, A., MOKRIA, M., GEBREKIRSTOS, A., BRÄUNING, A. Tree-ring record in Ethiopian church forests reveals successive generation differences in growth rates and disturbance events. **Forest Ecology and Management**, v. 409, p. 835-844, 2018.

APARICIO, P. S., SOTTA, E. D., GUEDES, M. C., APARICIO, W. C. S., OLIVEIRA, L. P., SOUZA, R. N. Níveis de regeneração natural em floresta de terra firme no Amapá Brasil. **Revista Árvore**, v.38, n.4, p.699-710, 2014.

AREVALO, B., VALLADAREZ, J., MUSCHAMP, S., KAY, E., FINKRAL, A., ROOPSIND, A., PUTZ, F. E. Effects of reduced-impact selective logging on palm regeneration in Belize. **Forest Ecology and Management**, v. 369, p. 155–160, 2016.

- BONNELL, T. R., REYNA-HURTADO, R., CHAPMAN, C. A. Post-logging recovery time is longer than expected in an East African tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 855–864, 2011.
- BRANDÃO, A. D. S., DIONISIO, L. F. S., FARIAS, P. R. S., SCHWARTZ, G., CARVALHO, J. O. P. Spatial distribution pattern of *Euxylophora paraensis* Huber in a natural managed forest in the Eastern Amazon. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.13, n.3, e5545, 2018.
- BRAZ, E. M., CARNIERI, C., ARCE, J. E. Um modelo otimizador para organização dos compartimentos de exploração em floresta tropical. **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 77-83, 2004.
- BURIVALOVA, Z., SEKERCIOGLU, Ç. H., KOH, L. P. Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. **Current biology**, v. 24, n. 16, p. 1893-1898, 2014.
- CALLEGARO, R. M.; LONGHI, S. J.; ANDRZEJEWSKI, C.; ARAUJO, M. M. Regeneração natural de espécies arbóreas em diferentes comunidades de um remanescente de floresta ombrófila mista. **Ciência Rural**, v.45, n.10, p.1795-1801, 2015.
- CARDINALE, B. J., GONZALEZ, A., ALLINGTON, G. R., LOREAU, M. Is local biodiversity declining or not? A summary of the debate over analysis of species richness time trends. **Biological Conservation**, v. 219, p. 175-183, 2018.
- CASTRO, T. C., CARVALHO, J. O. P., GOMES, J. M. O tamanho da clareira não influencia no comportamento de mudas de *Manilkara huberi* plantadas após a colheita da madeira. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 56, n. 2, p. 120-124, 2013.
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.
- COATES, K. D., BURTON, P. J. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 337–354, 1997.
- COLPINI, C., SILVA, V. S. M., SOARES, T. S., HIGUCHI, N., TRAVAGIN, D. P., ASSUMPCÃO, J. V. L. Incremento, ingresso e mortalidade em uma floresta de contato ombrófila aberta/estacional em Marcelândia, Estado do Mato Grosso. **Acta Amazonica**, v. 40, n. 3, p. 549-556, 2010.

- DARRIGO, M. R., VENTICINQUE, E. M., SANTOS, F. A. M. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p.52-59, 2016.
- DE AVILA, A. L., SCHWARTZ, G., RUSCHEL, A. R., LOPES, J. C., SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P., BAUHUS, J. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 225-235, 2017.
- DE CARVALHO, A. L., D'OLIVEIRA, M. V. N., PUTZ, F. E., DE OLIVEIRA, L. C. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 392, p. 36-44, 2017.
- DE GRAAF, N. R., POELS, R. L. H., VAN ROMPAEY, R. S. A. R. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. **Forest Ecology and Management**, v. 124, p. 123–135, 1999.
- DE MONTIGNY, L. E., SMITH, N. J. The effects of gap size in a group selection silvicultural system on the growth response of young, planted Douglas-fir: a sector plot analysis. **Forestry**, v. 90, n. 3, p. 426-435, 2017
- DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v. 12, p. 47–55, 1980.
- DIONISIO, L. F. S., SCHWARTZ, G., LOPES, J. C., SANTOS, G. G. A., OLIVEIRA, F. A. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 1–7, 2017.
- DIONISIO, L. F. S., SCHWARTZ, G., LOPES, J. C., OLIVEIRA, F. A. Growth, mortality, and recruitment of tree species in an Amazonian rainforest over 13 years of reduced impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 430, p. 150–156, 2018.
- ENGONE OBIANG, N. L., NGOMANDA, A., HYMAS, O., CHÉZEAUXL, E., PICARD, N. Diagnosing the demographic balance of two light-demanding tree species populations in central Africa from their diameter distribution. **Forest Ecology and Management**, v. 313, n. 1, p. 55-62, 2014.

FERNANDES, A. P. D., GUIMARÃES, P. P., BRAZ, E. M.; HOEFLICH, V. A., ARCE, J. E. Alternativas de planejamento para a exploração florestal. **Floresta**, v. 43, n. 3, p. 339-350, 2013.

Food and Agriculture Organization - FAO. Reduced impact logging in tropical forests. FAO, Italy. 287p, 2004.

GATTI, R. C., CASTALDI, S., LINDSELL, J. A., COOMES, D. A., MARCHETTI, M., MAESANO, M., PAOLA, A. D., PAPARELLA, F., VALENTINI, R. The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. **Ecological Research**, v. 30, n. 1, p. 119-132, 2015.

GOMIDE, L. R., ARCE, J. E., SILVA, A. C. L. Efeito das restrições espaciais de adjacência no planejamento florestal otimizado. **Floresta**, v. 40, n. 3, p. 573-584, 2010.

GOURLET-FLEURY, S., MORTIER, F., FAYOLLE, A., BAYA, F., OUÉDRAOGO, D., BÉNÉDET, F., PICARD, N. Tropical forest recovery from logging: a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1625, p. 20120302, 2013.

GRAVEL, D., BEAUDET, M., MESSIER, C. Partitioning the factors of spatial variation in regeneration density of shade-tolerant tree species. **Ecology**, v. 89, n. 10, p. 2879-2888, 2008.

HAWTHORNE, W. D., SHEIL, D., AGYEMAN, V. K., ABU JUAM, M., MARSHALL, C. A. M. Logging scars in Ghanaian high forest: Towards improved models for sustainable production. **Forest Ecology and Management**, v. 271, p. 27-36, 2012.

HIRAI, E. H., CARVALHO, C. J. R. D., SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P. D., QUEIROZ, W. T. Efeitos da exploração de impacto reduzido sobre a regeneração natural em uma floresta densa de terra firme no município de Paragominas na Amazônia brasileira. **Scientia Forestalis**, v.40, n.95, p.306-315, 2012.

JARDIM, F. C. S. Natural regeneration in tropical forests. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 58, n. 1, p. 105-113, 2015.

KERN, C. C., BURTON, J. I., RAYMOND, P., D'AMATO, A. W., KEETON, W. S., ROYO, A. A., WALTERS, M. B., WEBSTER, C.R., WILLIS, J. L. ChALLENGES facing gap-based silviculture and possible solutions for mesic northern forests in North America. **Forestry**, v. 90, n. 1, p. 4-17, 2017.

- LOPES, J. C. A., JENNINGS, S. B., MATNI, N. M. Planting mahogany in canopy gaps created by commercial harvesting. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 2, p. 300-307, 2008.
- LU, D., WANG, G. G., YAN, Q., GAO, T., ZHU, J. Effects of gap size and within-gap position on seedling growth and biomass allocation: Is the gap partitioning hypothesis applicable to the temperate secondary forest ecosystems in Northeast China?. **Forest Ecology and Management**, v. 429, p. 351-362, 2018.
- MACPHERSON, A. J., CARTER, D. R., SCHULZE, M. D., VIDAL, E., LENTINI, M. W. The sustainability of timber production from Eastern Amazonian forests. **Land Use Policy** v. 29, n. 2, p. 339-350, 2012.
- MARVIN, D. C., KOH, L. P., LYNAMC, A. J.; WICH, S., DAVIES, A. B., KRISHNAMURTHY, R., STOKES, E., STARKEY, R., ASNER, G. P. Integrating technologies for scalable ecology and conservation. **Global Ecology and Conservation**, v. 7, p. 262-275, 2016.
- MEDJIBE, V. P., PUTZ, F. E., STARKEY, M. P., NDOUNA, A. A., MEMIAGHE, H. R. Impacts of selective logging on above-ground forest biomass in the Monts de Cristal in Gabon. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 9, p. 1799-1806, 2011.
- MOSTACEDO, B., FREDERICKSEN, T. S. Regeneration status of important tropical forest tree species in Bolivia: assessment and recommendations. **Forest Ecology and Management**, v. 124, n. 2-3, p. 263-273, 1999.
- NICOTRA, A. B., CHAZDON, R. L., IRIARTE, S. V. B. Spatial heterogeneity of light and wood seedling regeneration in tropical wet forests. **Ecology**, v. 80, n. 6, p. 1908-1926, 1999.
- PETROKOFISKY, 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. Comparative effectiveness of silvicultural interventions for increasing timber production and sustaining conservation values in natural tropical production forests. A systematic review protocol. **Environmental Evidence**, v. 4, n. 1, p. 8, 2015.
- POWERS, M. D., PREGITZER, K.S., PALIK, B. J. Physiological performance of three pine species provides evidence for gap partitioning. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 12, p. 2127-2135, 2008.

- PRIMACK, R. B., MILLER-RUSHING, A. J., CORLETT, R. T., DEVICTOR, V., JOHNS, D. M., LOYOLA, R., PEJCHAR, L. Biodiversity gains? The debate on changes in local-vs global-scale species richness. **Biological Conservation**, v. 219, A1-A3, 2018.
- 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. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conservation Letters**, v. 5, n. 4, p. 296-303, 2012.
- REIS, L. P., RUSCHEL, A. R., COELHO, A. A., LUZ, A. S., MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. Avaliação do potencial madeireiro na Floresta Nacional do Tapajós após 28 anos da exploração florestal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p. 265, 2010.
- RICKLEFS, R. E. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. **The American Naturalist**, v. 111, n. 978, p. 376-381, 1977.
- RIPPLE, W. J., WOLF, C., NEWSOME, T. M., GALETTI, M., ALAMGIR, M., CRIST, E., MAHMOUD, M. I., LAURANCE, W. F. World scientists' warning to humanity: a second notice. **BioScience**, v. 67, n. 12, p. 1026-1028, 2017.
- RIVETT, S. L.; BICKNELL, J. E.; DAVIES, Z. G. Effect of reduced-impact logging on seedling recruitment in a neotropical forest. **Forest Ecology and Management**, v.367, p.71–79, 2016.
- SABOGAL, C., POKORNY, B., SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P., ZWEEDE, J., PUERTA, R. Diretrizes técnicas de manejo para produção madeireira mecanizada em florestas de terra firme na Amazônia brasileira. Embrapa Amazônia Oriental, Belém, pp. 217, 2009.
- SCHULZE, M.; GROGAN, J.; LANDIS, R. M.; VIDAL, E. 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**, v.256, n.7, p. 1443-1457, 2008.
- SCHWARTZ, G., FALKOWSKI, V., PEÑA-CLAROS, M. Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: Short-term responses after reduced-impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 97-103, 2017.

SCHWARTZ, G., LOPES, J. C. A. Logging in the Brazilian Amazon forest: the challenges of reaching sustainable future cutting cycles. In: Daniels, J.A. (Ed.), *Advances in Environmental Research*. Nova Publishers, New York, pp. 113–138, 2015.

SCHWARTZ, G., LOPES, J. C. A., KANASHIRO, M., MORHREN, G. M. J., PEÑA-CLAROS, M. Disturbance Level Determines the Regeneration of Commercial Tree Species in the Eastern Amazon. **Biotropica**, v. 46, n. 2, p. 148-156, 2014.

SCHWARTZ, G.; PEÑA-CLAROS, M.; LOPES, J. C. A.; MORHREN, G. M. J.; KANASHIRO, M. Mid-term effects of reduced-impact logging on the regeneration of seven tree commercial species in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v.274, p.116-125, 2012.

Sheil, D.; May, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, v. 84, n. 1, p. 91-100, 1996.

SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P., LOPES, J. C. A., DE ALMEIDA, B.F., COSTA, D. H. M., OLIVEIRA, L. C., VANCLAY, J. K., SKOVSGAARD, J. P. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest Ecology and Management**, v. 71, n. 3, p. 267-274, 1995.

SILVA, M. R.; ARAÚJO, G. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 49-56, 2009.

SILVA, P. H. D., GOMIDE, L. R., FIGUEIREDO, E. O., CARVALHO, L. M. T. D., FERRAZ-FILHO, A. C. Optimal selective logging regime and log landing location models: a case study in the Amazon forest. **Acta Amazonica**, v. 48, n. 1, p. 18-27, 2018.

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

SOUZA, D. V., CARVALHO, J. O. P. D., MENDES, F. D. S., MELO, L. D. O., SILVA, J. N. M., & JARDIM, F. C. D. S. Growth of *manilkara huberi* and *manilkara paraensis* after logging and silvicultural treatments in the municipality of Paragominas, Pará, Brazil. **Floresta**, v.44, n.3, p.485-496, 2014.

TAFFAREL, M., GOMES, J. M., CARVALHO, J. O. P. D., MELO, L. D. O., FERREIRA, J. E. R. Efeito da silvicultura pós-colheita na população de *Chrysophyllum lucentifolium*

Cronquist (goiabão) em uma floresta de terra firme na Amazônia brasileira. **Revista Árvore**, v.38, n.6, p.1045-1054, 2014.

THOMSEN, P. F., WILLERSLEV, E. Environmental DNA—An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. **Biological Conservation**, v. 183, p. 4-18, 2015.

VATRAZ, S.; CARVALHO, J. O. P.; GOMES, J. M.; TAFFAREL, M.; FERREIRA, J. E. R. Efeitos de tratamentos silviculturais sobre o crescimento de *Laetia procera* (Poepp.) Eichler em Paragominas, PA, Brasil. **Scientia Forestalis**, v.40, n.93, p. 95-102, 2012.

VELLEND, M., BAETEN, L., BECKER-SCARPITTA, A., BOUCHER-LALONDE, V., MCCUNE, J. L., MESSIER, J., MYERS-SMITH, I. H., SAX, D. F. Plant biodiversity change across scales during the Anthropocene. **Annual Review of Plant Biology**, v. 68, p. 563–586, 2017.

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

WRIGHT, S. J., KITAJIMA, K., KRAFT, N. J. B., REICH, P. B., IAN, J., BUNKER, D. E., CONDIT, R., DALLING, J.W., DAVIES, S. J., DÍAZ, S., ENGELBRECHT, B. M. J., HARMS, K. E., HUBBELL, S. P., MARKS, C. O., MARIA, C., SALVADOR, C. M., ZANNE, A. E., BUNKER, E., KRAFT, J. B., REICH, B., WRIGHT, J., JAMES, W., ENGELBRECHT, J. Functional traits and the growth-mortality trade-off in tropical trees. **Ecology**, v. 91, n. 12, p. 3664-3674, 2010.

ZARIN, D. J.; SCHULZE, M. D.; VIDAL, E.; LENTINI, M. Beyond reaping the first harvest: management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**, v. 21, n. 4, p. 916-925, 2007.

ZHANG, M., ZHU, J. J., LI, M. C., ZHANG, G. Q., YAN, Q. L. Different light acclimation strategies of two coexisting tree species seedlings in a temperate secondary forest along five natural light levels. **Forest Ecology Management**, v. 306, p. 234-242, 2013.

4 CAPÍTULO 2

MORTALIDADE DO ESTOQUE DE ÁRVORES COMERCIAIS REMANESCENTES PÓS-EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO NA AMAZÔNIA ORIENTAL

(Publicado na revista **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 1–7, 2017).

RESUMO

A colheita florestal causa distúrbios na floresta, aumentando a mortalidade das árvores remanescentes. Os efeitos dessa atividade sobre árvores adultas do estoque remanescente para futuros ciclos de corte são pouco conhecidos em situações pós-colheita. Detectar padrões de mortalidade e compreender fatores que regem a mortalidade de árvores pós-colheita pode oferecer importantes subsídios para - colheitas sustentáveis. Neste estudo, a mortalidade de árvores adultas sob Exploração de Impacto Reduzido (EIR) foi avaliada em uma cronosequência de 13 anos em áreas exploradas (2002 a 2015) na Amazônia Oriental. Os dados foram coletados em cinco Unidades de Produção Anual (UPA) exploradas e em uma área controle. Em cada UPA uma Unidade de Trabalho (UT) de 100 ha, foi dividida em 20 parcelas de 50 m x 1000 m (5 ha) e inventariada 100% para árvores com DAP ≥ 45 cm um ano antes da colheita florestal e novamente em 2015. As taxas de mortalidade foram calculadas e comparadas entre: a) grupos ecológicos; b) diferentes intensidades de corte e c) entre classes diamétricas. A taxa de mortalidade é maior nos primeiros cinco anos (5,87%) e os efeitos da EIR são percebidos até os sete anos pós-colheita (3,18%). A intensidade da colheita, de 3 a 40 m³ ha⁻¹ não afetou a mortalidade de árvores com DAP ≥ 45 cm. As espécies pioneiras são mais suscetíveis aos impactos da colheita florestal do que espécies de outros grupos ecológicos. Em áreas de EIR, bem como na área não explorada, a taxa de mortalidade não foi influenciada pelo tamanho das árvores ≥ 45 cm em DAP.

Palavras-chave: Colheita florestal, Grupos ecológicos, Mortalidade de árvores, Árvores grandes

ABSTRACT

Forest harvest causes disturbances in the forest and affects the mortality of residual trees. The effects of this activity on trees of the residual stocking for future felling cycles are poorly known in post-harvest situations. Detecting mortality patterns and comprehending the factors that rule the post-harvest tree mortality may offer important subsidies for future sustainable

harvests. In this study, the mortality of trees under Reduced Impact Logging (RIL) was assessed in a chronosequence of 13 years in logging areas (2002 -2015) in Eastern Amazonia. The data were collected in five Units of Annual Production (UAP) and in a control plot. In each UAP, a Working Unit (WU) of 100 ha was divided into 20 50 m x 1000 m (5 ha) plots and 100% inventoried for trees ≥ 45 cm DBH one year before forest harvest and again in 2015. The mortality rates were calculated and compared among: a) ecological groups; b) different logging intensities and c) diameter classes. The mortality rate is higher in the first five years (5.87%) and the effects of RIL are perceived up to seven years post-harvest (3.18%). The logging intensity, 3 to 40 m³ ha⁻¹, did not affect the mortality of trees ≥ 45 cm DBH. Pioneer species are more susceptible to impacts of forest harvest than species of other ecological groups. In RIL plots, as well as in the non-logged plot, the mortality rate was not influenced by the size of trees ≥ 45 cm DBH.

Key words: Ecological groups, Forest harvest, Tree mortality, Tree size

4.1 Introdução

A mortalidade de árvores é um processo ecológico e demográfico fundamental que rege a dinâmica das florestas (CHAO et al., 2009). No entanto, compreender os padrões de mortalidade de árvores ainda é um desafio, pois demanda estudos populacionais de longo prazo. Além disso, a mortalidade de árvores pode estar relacionada a diversos fatores ambientais (solo, clima, vento, seca e altas temperaturas) e características ecofisiológicas específicas de cada espécie (HURST et al., 2011). Compreender e prever a mortalidade de árvores é, portanto, indispensável para o conhecimento e modelagem da dinâmica e diversidade dos ecossistemas florestais (PURVES; PACALA, 2008). Diferente do que rege o seu crescimento, as causas de morte de árvores são, em grande parte, desconhecidas (HOLZWARTH et al., 2013) e permanecem sem respostas consistentes.

Para estudar a mortalidade de árvores deve-se primeiro separar e categorizar as diferentes causas ou formas de mortalidade. Entre as principais causas estão a queda de árvores provocadas por vento e pelo tombamento de árvores vizinhas (LARSON; FRANKLIN, 2010) e por ação do fogo (DUNN; BAILEY, 2016). Muitos estudos abordam o efeito das mudanças climáticas sobre a mortalidade, em especial a combinação de seca e temperaturas elevadas (ALLEN et al., 2010; ALLEN et al., 2015; MCDOWELL; ALLEN, 2015). Em períodos de seca, temperaturas mais elevadas aumentam as chances de morte diretamente por estresse fisiológico (MCDOWELL et al., 2008; ADAMS et al., 2015) ou

indiretamente devido a efeitos de ataques por pragas e patógenos (WEED et al., 2013; DAS et al., 2016).

A situação em que se encontram as árvores mortas (morta em pé ou morta caída), varia entre diferentes espécies arbóreas (BLADON et al., 2008). Além disso, o tamanho (diâmetro e altura) e forma da árvore também podem influenciar em sua sobrevivência (SCOTT; MITCHELL, 2005; LAVOIE et al., 2012; HÄMÄLÄINEN et al., 2016; WU et al., 2017).

Além das causas naturais, a mortalidade de árvores pode aumentar após as operações de colheita florestal (HAUTALA; VANHA-MAJAMAA, 2006; BLADON et al., 2008; LAVOIE et al., 2012). Em florestas exploradas, a localização das árvores remanescentes é um fator determinante de mortalidade. Árvores próximas a clareiras criadas por árvores exploradas, na borda da floresta circundante e em aberturas para infraestrutura (estradas, ramais de arraste e pátios) têm maiores riscos de morte (SCOTT; MITCHELL, 2005; GRAY et al., 2012).

Na Amazônia brasileira, a colheita em florestas manejadas segue um sistema silvicultural policíclico que visa à contínua produção de madeira e proteção dos bens e serviços dos ecossistemas. Este sistema silvicultural policíclico foi substancialmente melhorado nas últimas décadas, especialmente com a adoção das técnicas de Exploração de Impacto Reduzido (EIR) (SCHWARTZ et al., 2016). A EIR é um conjunto de técnicas que visa manter a estrutura e as funções da floresta colhida o mais semelhante possível de suas condições originais (ZARIN et al., 2007). Assim, a EIR foi introduzida no manejo das florestas tropicais para evitar danos sobre as árvores remanescentes e melhorar a eficiência em operações de colheita (PUTZ et al., 2008; RIVETT et al., 2016). Isto torna a EIR uma importante ferramenta para a conservação da biodiversidade em áreas sob manejo florestal, assim como na redução das taxas de desmatamento (PUTZ et al., 2012; SCHWARTZ et al., 2012).

A maioria dos estudos em florestas tropicais sobre o efeito da EIR, tem o foco na regeneração natural (HIRAI et al., 2012; QUADROS et al., 2013; ASASE et al., 2014; AREVALO et al., 2016; DARRIGO et al., 2016; RIVETT et al., 2016), na exploração seletiva (VIANA; JARDIM, 2013) e nos distúrbios causados pela colheita de madeira (SCHWARTZ et al., 2014), sendo poucos os estudos específicos sobre os efeitos da EIR na mortalidade de árvores adultas remanescentes (SIST et al., 2003). Portanto, há necessidade de informações mais detalhadas sobre como a EIR afeta árvores adultas remanescentes de diferentes espécies e grupos funcionais e como esses indivíduos respondem às perturbações pós-colheita. A compreensão dos fatores que regem a mortalidade de árvores pós-colheita pode oferecer

subsídios para aumentar a sobrevivência e indicar possibilidades de aproveitamento de árvores mortas ou com alto risco de morte.

Neste trabalho, os efeitos da colheita florestal sobre a mortalidade de árvores adultas em florestas naturais sob EIR foi avaliado de modo a responder as seguintes perguntas: (a) A intensidade de exploração afeta a mortalidade de árvores pós-colheita? b) Existe efeito temporal da colheita florestal sobre a mortalidade de árvores? c) A exploração seletiva afeta a dinâmica dos diferentes grupos ecológicos? e d) Qual a relação entre a taxa de mortalidade pós-colheita e o diâmetro das árvores em florestas naturais sob EIR?

4.2 Material e métodos

4.2.1 Área de estudo

A área de Manejo Florestal (AMF) da fazenda Rio Capim, pertencente à empresa CKBV Florestal Ltda., no município de Paragominas (03°39'28,16"S e 48°49'59,73"W), estado do Pará, Brasil (Figura 1). A fazenda Rio Capim tem área total de 140.000 ha, onde 121.000 ha estão sob manejo florestal certificado pelo Forest Stewardship Council (FSC) desde 2001.

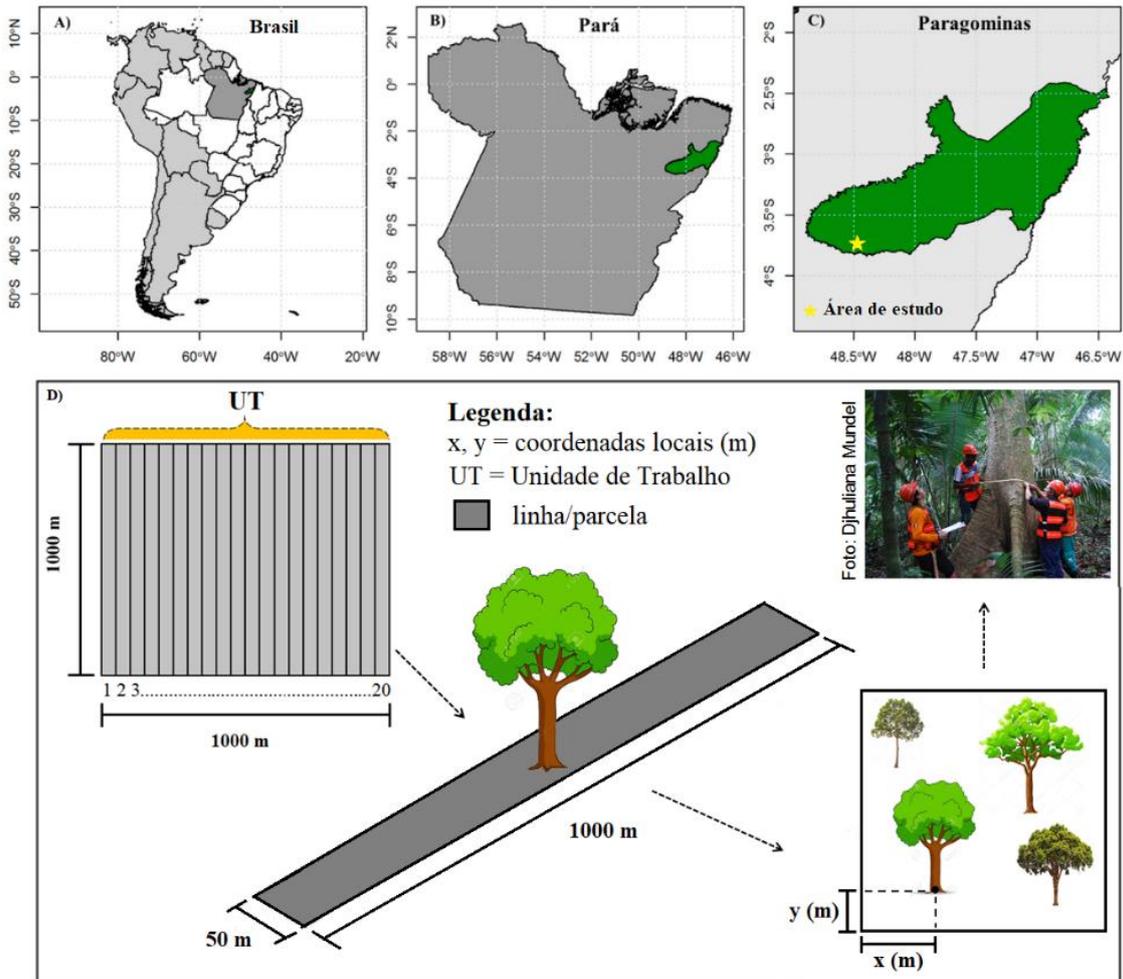


Figura 1. Área de estudo na fazenda Rio Capim, no município de Paragominas (C), Pará (B), Brasil (A). 20 parcelas de 50 m de largura por 1000 m de comprimento em cada unidade de trabalho (D) foram utilizadas para medir árvores comerciais ≥ 45 cm DAP em uma cronosequência de 13 anos, em área de floresta ombrófila densa de terra firme sob Exploração de Impacto Reduzido.

O ecossistema florestal característico da região é do tipo Floresta Ombrófila Densa, também denominada Floresta Equatorial Úmida de Terra Firme (IBGE, 2012). As principais espécies exploradas (em termos volumétricos) na área são *Manilkara elata* (Ducke) Standl., *Hymenaea courbaril* L., *Astronium lecointei* Ducke, *Parkia pendula* (Wild.) Benth. ex Walp., *Couratari oblongifolia* Ducke & Knuth e *Pouteria bilocularis* (Winkler) Baehni (MAZZEI et al., 2010).

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo “Aw”, isto é, tropical chuvoso, com precipitação pluviométrica média anual de 1.800 mm, temperatura média anual de 26,3 °C e umidade relativa do ar de 81% (ALVARES et al., 2013). A altitude

da área de estudo é de 20 m em relevo plano a levemente ondulado (IBGE, 2004; SIST; FERREIRA, 2007). Latossolos Amarelos, Argissolos Amarelos, Plintossolos, Gleissolos e Neossolos são os principais tipos de solos da região (RODRIGUES et al., 2003).

4.2.2 Delineamento amostral

Os dados foram coletados em cinco Unidades de Produção Anual (UPA) exploradas em diferentes anos, perfazendo uma cronosequência de 13 anos (2002-2015) e em uma área controle, sem colheita (Tabela 1). Em cada UPA, uma Unidade de Trabalho (UT) de 100 ha, dividida em 20 parcelas de 50 m x 1000 m (5 ha) foi inventariada para árvores com DAP \geq 45 cm um ano antes da colheita florestal e novamente em 2015 (Figura 1D). O inventário foi realizado apenas para as espécies comerciais. O volume colhido variou de 3-40 m³ ha⁻¹ dentro das parcelas avaliadas.

Tabela 1. Unidades de Produção Anual (UPAs) inventariadas entre os anos de 2002 e 2015 para árvores com DAP \geq 45 cm na fazenda Rio Capim, município de Paragominas – PA – Brasil.

Ano de colheita/remedição	UPA/UT	Área da UT (ha)	Volume médio colhido (m ³ ha)	# árvores pré-colheita/UT	# árvores mortas ^a
2002-2015	4/4	100	31,12	1604	266
2003-2015	6/81	100	15,30	661	117
2004-2015	7/14	100	16,77	1351	256
2006-2015*	8/8	100	0,00	1086	225
2008-2015	10/18	100	12,47	1108	226
2010-2015	13/40	100	22,43	2959	528

*Controle;

^a Inventário de 2015

As espécies foram separadas em grupos ecológicos, de acordo com WHITMORE (1989a, 1989b), Carvalho (1992), Pinheiro et al. (2007) e Condé e Tonini (2013) em: (a) pioneiras, (b) demandantes de luz e (c) tolerantes à sombra. A determinação de uma espécie como sendo comercial foi feita com base nas espécies colhidas em cada um dos anos de exploração.

4.2.3 Análise de dados

Foram calculadas as taxas anualizadas de mortalidade dos indivíduos remanescentes pós-colheita utilizando a seguinte equação:

$$m = 1 - (N_{t2} / N_{t1})^{(1/t)}$$

onde N_{t1} = número de árvores vivas na amostragem inicial, N_{t2} = número de árvores que sobreviveram até a segunda amostragem, e t = anos entre a primeira e a segunda amostragem (Sheil et al., 1995).

As taxas de mortalidade foram calculadas incluindo as árvores vivas na primeira medição e as árvores vivas remanescentes na remedição com DAP ≥ 45 cm para a análise de mortalidade em cada UPA.

Para avaliar o efeito da intensidade e o tempo de exploração sobre a mortalidade das árvores, cada linha de cada UT (5 ha) foi considerada uma repetição do ano de exploração e os dados foram analisados por meio de uma análise de variância (ANOVA) de dois fatores: a) tempo pós-colheita (anos) e b) volume colhido (m^3). Em caso de diferença significativa entre tratamentos foi utilizado o teste post-hoc de Tukey para comparação das médias. Também foi realizada uma análise de regressão linear para avaliar o efeito isolado (em cada ano de exploração) do volume colhido sobre a mortalidade.

As taxas de mortalidade foram calculadas e comparadas entre: a) grupos ecológicos; b) diferentes intensidades de corte e c) entre classes diamétricas. Para avaliar as taxas de mortalidade por grupo ecológico nas diferentes intensidades de corte foram consideradas todas as espécies juntas numa mesma linha de 5 ha em quatro intensidades de exploração (controle, sem exploração; baixa, 1-15 $m^3 ha^{-1}$; média, 15-30 $m^3 ha^{-1}$ e alta, $>30 m^3 ha^{-1}$).

Para analisar as taxas de mortalidade das árvores remanescentes por classe de diâmetro, foi realizada a distribuição diamétrica dos indivíduos em cinco classes com base no DAP (45-54,9 cm; 55-64,9 cm; 65-74,9 cm; 75-84,9 cm e > 85 cm).

As análises foram realizadas no programa estatístico R versão 3.3.3 (R Development Core Team, 2016), ao nível de $p < 0,05$ de significância.

4.3 Resultados

4.3.1 Taxas de mortalidade

A área controle (sem colheita) apresentou uma taxa de mortalidade de 1,92% ano⁻¹ em dez anos de monitoramento. A mortalidade das árvores variou consideravelmente entre os

diferentes anos pós-colheita, sendo a maior taxa observada aos cinco anos pós-colheita (5,87%, $F_{5; 67} = 65,242, p = 0,001$) (Figura 2). Houve uma redução significativa na taxa de mortalidade aos sete anos (3,18%), porém, ainda significativamente superior à taxa registrada aos 11 anos pós-colheita (2,06%). A partir de 11 anos, as taxas de mortalidade não apresentaram diferenças significativas entre si e da área controle (1,92% ano⁻¹). Sete anos pós-colheita, a floresta explorada perdeu 9,05% das árvores remanescentes. Em 13 anos de monitoramento a taxa acumulada de árvores mortas foi 15,19% e a taxa média de 3,04%.

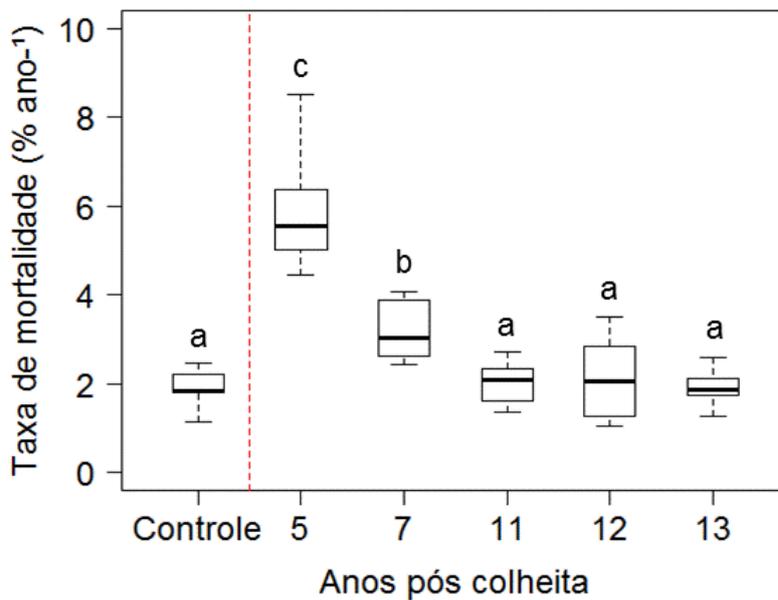


Figura 2. Taxa média de mortalidade para árvores com DAP ≥ 45 cm pós Exploração de Impacto Reduzido (EIR) em cronosequência de 13 anos na fazenda Rio Capim, município de Paragominas – PA – Brasil. A linha horizontal mais grossa representa a média, a caixa o intervalo interquartil e as linhas tracejadas os valores extremos. Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste post-hoc de Tukey a 5% de probabilidade.

4.3.2 Taxas de mortalidade *versus* volume colhido

O volume colhido variou de 3 a 40 m³ ha⁻¹ nas parcelas de 5 ha e não afetou as taxas de mortalidade de árvores adultas nos diferentes anos de exploração (Tabela 2). As taxas de mortalidade apresentaram maiores variações no período de cinco anos pós-colheita florestal (4,46 a 8,52% ano⁻¹).

Tabela 2. Análise de correlação para taxa de mortalidade e volume colhido para árvores com DAP \geq 45 cm, em uma cronosequência de 13 anos, em área de floresta ombrófila densa de terra firme na fazenda Rio Capim, município de Paragominas – PA – Brasil.

Anos pós-colheita	<i>p</i> = valor	<i>r</i>²	%
5	0,8785	0,0011	0,1
7	0,1035	0,2967	29,6
11	0,6458	0,0277	2,7
12	0,6726	0,0235	2,3
13	0,2419	0,0752	7,5

4.3.3 Taxas de mortalidade por grupo ecológico e intensidade de colheita

As taxas de mortalidade anualizadas por grupo ecológico foram maiores nos cinco primeiros anos para ambas as pioneiras (5,58%), demandantes de luz (5,25%) e tolerantes a sombra (5,87%), diferindo estatisticamente dos demais anos pós-colheita e da área controle. A partir dos sete anos as taxas caem significativamente e se estabilizam aos 11 anos pós-colheita, quando não se observa mais efeito temporal das taxas de mortalidade sobre cada um dos grupos ecológicos (Figura 3). Em geral, as taxas de mortalidade das árvores remanescentes acumuladas em 13 anos foram de 15,77%, 16,96% e 14,64% para pioneiras, demandantes de luz e tolerantes a sombra, respectivamente.

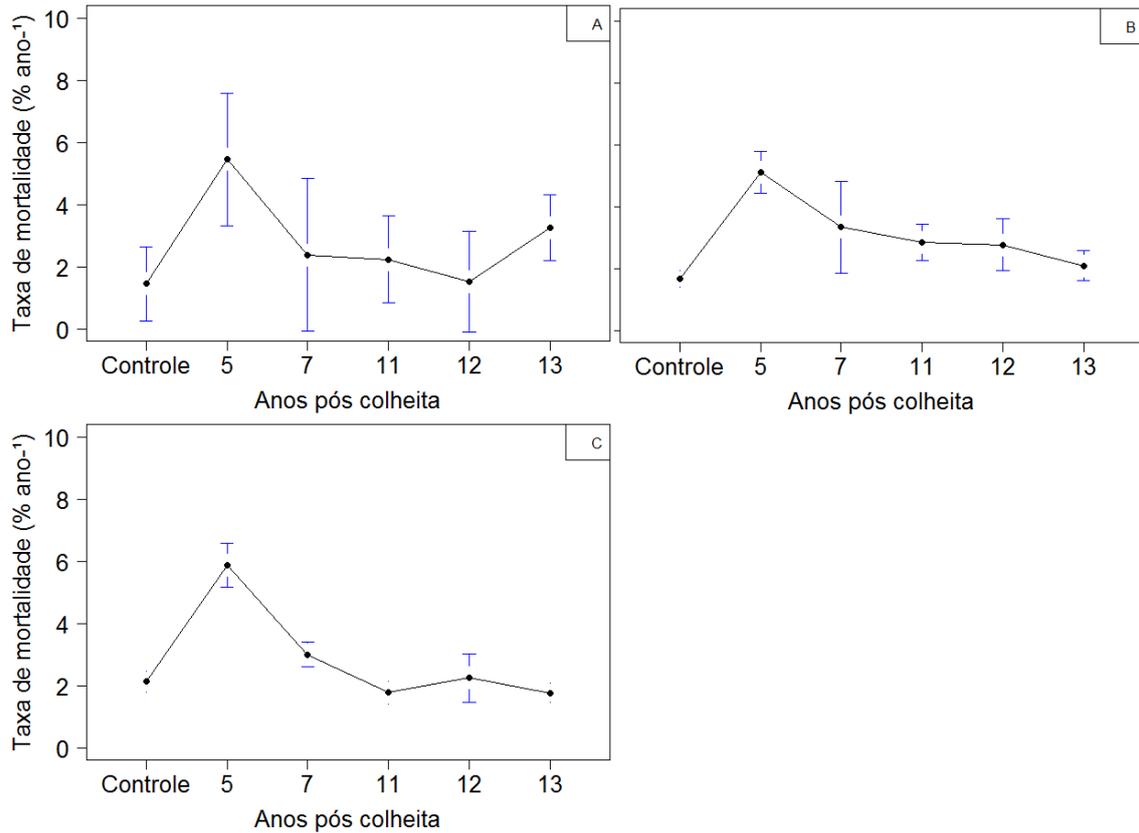


Figura 3. Média (IC) da taxa de mortalidade por grupo ecológico para árvores com DAP \geq 45 cm em uma cronosequência de 13 anos, em área de floresta ombrófila densa de terra firme sob Exploração de Impacto Reduzido na fazenda Rio Capim, Paragominas – PA – Brasil. A) pioneiras; B) demandantes de luz e C) tolerantes a sombra). O ponto representa a média e a linha vertical o intervalo de confiança.

Para as intensidades de exploração foi observado que as espécies pioneiras apresentaram diferença significativa ($p = 0,001$), com alta variação nas taxas de mortalidade em todos os anos pós-colheita. Altas taxas de mortalidade das espécies pioneiras também foi observado na área controle. As espécies demandantes de luz ($p = 0,068$) e tolerantes a sombra ($p = 0,116$) não apresentaram diferenças estatísticas significativas para intensidade de exploração, e seguem o mesmo padrão, com altas taxas de mortalidade nos primeiros cinco anos e se estabilizam aos 11 anos (Figura 4).

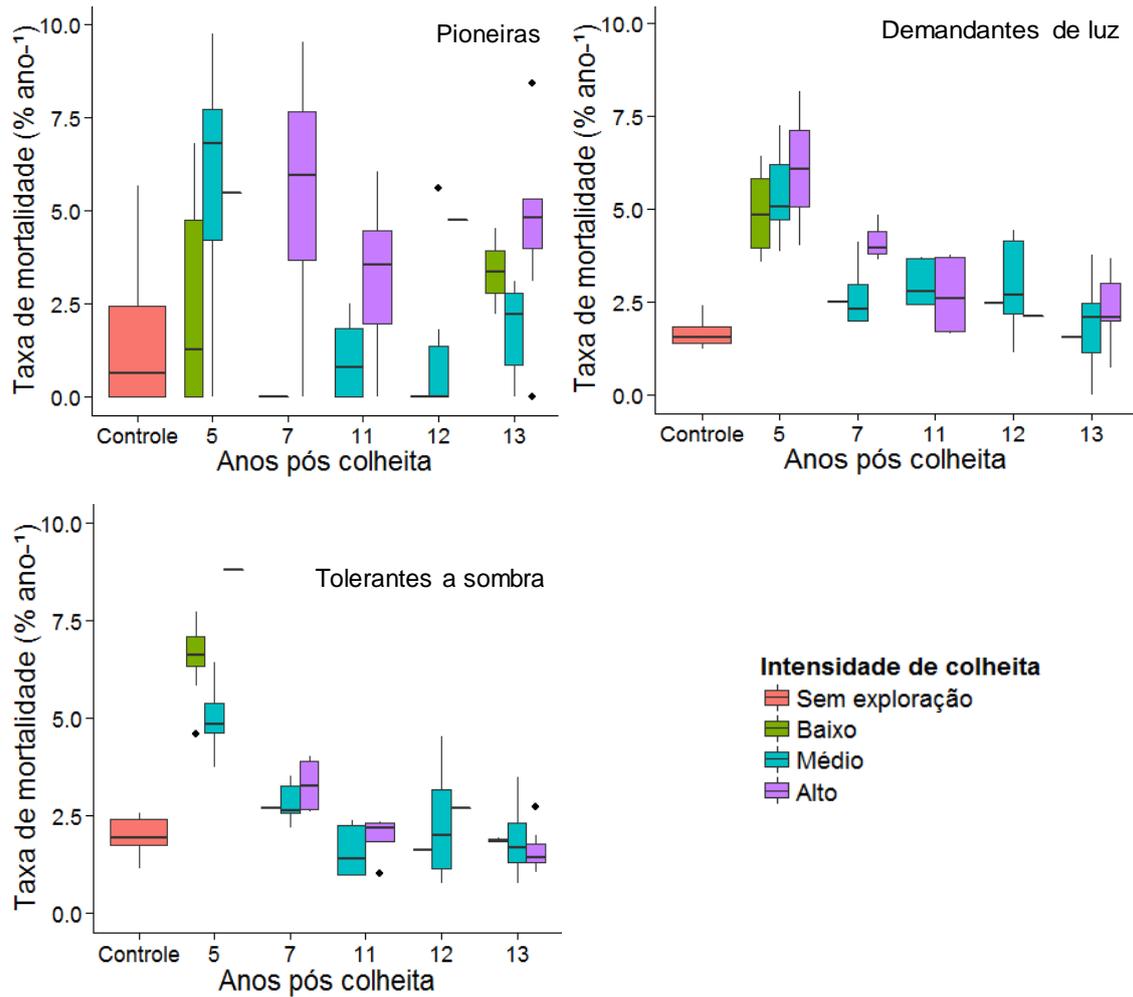


Figura 4. Taxa de mortalidade por grupo ecológico para diferentes intensidades de exploração (sem exploração, baixa: 1-15, média: 15-30 e alta: >30 m³ ha⁻¹) para árvores com DAP \geq 45 cm em uma cronosequência de 13 anos, em área de floresta ombrófila densa de terra firme sob Exploração de Impacto Reduzido na fazenda Rio Capim, Paragominas – PA – Brasil. A linha horizontal mais grossa representa a média, a caixa o intervalo interquartil e as linhas na vertical os valores extremos.

4.3.4 Taxa de mortalidade por classe de diâmetro

Quando analisados todos os indivíduos em conjunto, a classe de diâmetro não teve efeito significativo sobre a taxa mortalidade, considerando apenas indivíduos com DAP \geq 45 cm, tanto para a área controle (p -valor = 0,456) como para as áreas exploradas (p -valor = 0,153) (Figura 5).

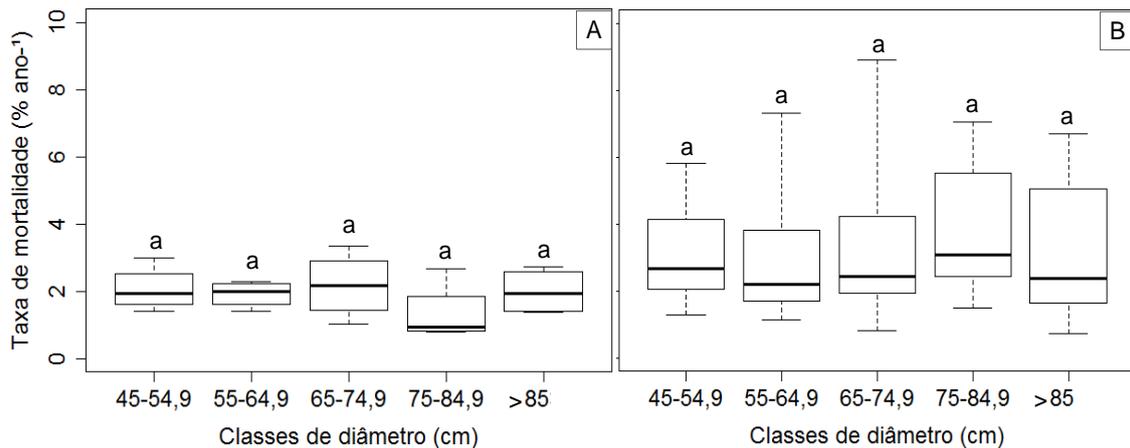


Figura 5. Boxplot mostrando a taxa média de mortalidade por classe de diâmetro para árvores com $DAP \geq 45$ cm em uma cronosequência de 13 anos, em áreas: (A) controle; e (B) área sob EIR na fazenda Rio Capim, Paragominas – PA – Brasil. A linha horizontal mais grossa representa a média, a caixa o intervalo interquartil e as linhas tracejadas os valores extremos. Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste post-hoc de Tukey a 5% de probabilidade.

4.4 Discussão

4.4.1 Taxa de mortalidade

No presente estudo, até sete anos pós-colheita, as taxas de mortalidade em áreas sob EIR são significativamente maiores do que aquelas em florestais naturais sem colheita (Figura 2). Desta forma, somente a aplicação de técnicas de EIR não oferece condições suficientes para a redução da mortalidade pós-colheita e perda de estoques de madeira para colheitas futuras. Entre 7 e 11 anos pós-colheita as taxas de mortalidade se estabilizam (2,05%). Em estudos de Jonkers (1982) e De Graaf (1986) a estabilização da taxa de mortalidade de árvores pós-colheita ocorreu após 10 anos do distúrbio. Os efeitos da exploração seletiva muitas vezes perduram por décadas pós-colheita (HAWTHORNE et al., 2012).

Swaine et al. (1987) reuniram 18 trabalhos conduzidos em florestas tropicais naturais não exploradas no sudeste asiático, África e América, onde as taxas de mortalidade anuais registradas variaram de 1 a 2% ano⁻¹. Silva et al. (1995) encontraram taxas de mortalidade na floresta Nacional do Tapajós de 2,6, 2,4 e 2,2% ano⁻¹ para cinco, seis e onze anos pós-colheita, respectivamente. Os autores comentam ainda, que cinco anos pode não ser um período suficiente para avaliar a mortalidade de longo prazo e o tempo de resiliência da floresta quanto ao reequilíbrio das taxas de mortalidade.

4.4.2 Taxa de mortalidade *versus* volume colhido

Existe uma grande lacuna com relação à intensidade de corte que pode afetar negativamente a estrutura da floresta. Na Fazenda Rio Capim, o volume colhido de até 40 m³ ha⁻¹ não afetou a mortalidade de árvores adultas, revelando que a intensificação da colheita de árvores até a 40 m³ ha⁻¹ não apresenta relação com as taxas de mortalidade das árvores remanescentes. Porém, na possibilidade de aumento na intensidade de colheita, são necessários estudos que comprovem que espécies exploradas não tenham suas populações comprometidas. Ou, por outro lado, que sejam capazes de produzir em 35 anos, os mesmos volumes de madeira daqueles produzidos no primeiro ciclo de corte, conforme as restrições da legislação para exploração florestal na Amazônia brasileira. Essa preocupação se deve à impossibilidade de indivíduos remanescentes de espécies com crescimento lento atingirem o estoque esperado em volume de madeira no segundo ciclo de corte (DAUBER et al., 2005; SIST; FERREIRA, 2007; VALLE et al., 2007). Portanto, é necessário investigar também as condições de cada sítio, pois as diferenças entre as tipologias florestais também podem refletir no crescimento das espécies.

O volume de madeira perdido por aumento nas taxas de mortalidade pós exploração, o volume retirado por colheita e a pronunciada escassez de regeneração natural de espécies comerciais em florestas tropicais exploradas (MOSTACEDO; FREDERICKSEN, 1999, VAN RHEENEN et al., 2004, PARK et al., 2005, SCHWARTZ et al., 2017a) podem afetar negativamente os sistemas silviculturais policíclicos aplicados em florestas tropicais. A junção desses fatores pode resultar em rendimentos mais baixos, tanto quantitativos quanto qualitativos nos ciclos de corte posteriores, inviabilizando futuras colheitas florestais. Uma das formas de contrabalancear as perdas de madeira em florestas tropicais manejadas é por meio das práticas de silvicultura pós-colheita para aumentar as taxas de crescimento das espécies arbóreas comerciais (PEÑA-CLAROS et al., 2008; VILLEGAS et al., 2009; SCHWARTZ et al., 2013; SCHWARTZ et al., 2016; DE AVILA et al., 2017), e plantio de espécies de valor comercial (SCHWARTZ et al., 2017b), tornando a floresta mais produtiva.

A EIR tem sido vista como sinônimo de práticas sustentáveis. Desta forma, o principal desafio à sustentabilidade de ciclos de corte vem da concepção de regras de exploração compatíveis não somente com a regeneração natural (DARRIGO et al., 2016), mas também com o recrutamento, crescimento, sobrevivência e as taxas de mortalidade de árvores remanescentes, pois refletem significativamente na composição e estrutura da floresta. Colheitas realizadas sem estudos prévios de crescimento das espécies e estrutura da floresta

coloca em risco a sustentabilidade dos sistemas silviculturais policíclicos aplicados em florestas tropicais. Nestas explorações o volume colhido não está devidamente fundamentado no incremento das espécies (PUTZ et al., 2000) e na mortalidade pós exploração do estoque remanescente. Portanto, para adequação a um modelo de manejo florestal sustentável, é necessário que as práticas de manejo garantam o retorno do volume colhido das espécies exploradas dentro do atual ciclo de corte em florestas tropicas na Amazônia brasileira.

4.4.3 Taxas de mortalidade por grupo ecológico e intensidade de colheita

As espécies demandantes de luz e tolerantes à sombra apresentaram taxas de mortalidade sem diferenças significativas em todo período avaliado, com redução da mortalidade para ambas somente sete anos após a colheita. No entanto, não foi observado o mesmo para as espécies pioneiras. A alta variação nas taxas de mortalidade das pioneiras pode estar relacionada à plasticidade fenotípica e baixa densidade da madeira, tornando-as mais suscetíveis a mortalidade quando expostas ao vento. As aberturas no dossel da floresta provocadas pela exploração deixam as árvores mais expostas a intempéries, sendo o vento um dos principais eventos naturais que promovem a queda das árvores (ROSENVOLD et al., 2008; CARTER et al., 2017). O padrão de mortalidade das árvores no tempo e espaço, está fortemente ligada à longevidade das árvores, à distribuição das classes de tamanho, à abundância relativa das espécies e ao tamanho e número de aberturas de clareiras no dossel da floresta (SWAINE et al., 1987, HAWTHORNE et al., 2012).

As taxas de mortalidade diferem entre as espécies, local e o período pós-colheita, embora isto seja difícil de avaliar em pequenos intervalos de tempo. As espécies pioneiras têm uma taxa de mortalidade caracteristicamente elevada, mas essas espécies são geralmente raras em florestas primárias. Manokaran e Kochummen (1987), mostraram que as taxas de mortalidade diferem entre os grupos de espécies sendo que as espécies pioneiras apresentam as maiores taxas. Resultados similares para diferentes grupos de espécies foram relatados por Lieberman e Lieberman (1987). O curto período de vida das espécies pioneiras se explica em parte, pela baixa densidade da madeira e rápido crescimento, tornando-as mais vulnerável à morte devido a quebra do caule (PUTZ et al., 1983). Outros fatores como períodos de seca prolongados também podem contribuir com o aumento da mortalidade, já que a maioria das espécies pioneiras de floresta tropical, fisiologicamente parecem não tolerar o estresse hídrico (SWAINE et al., 1987). As árvores estão sujeitas a fatores externos como: chuva, solo encharcado e vento, bem como a textura e estrutura do solo. A combinação destes fatores

poderá se tornar o principal condicionante da queda e morte do indivíduo, independentemente da espécie considerada.

4.4.4 Taxas de mortalidade por classe de diâmetro

Neste estudo, a classe de diâmetro não teve efeito significativo na mortalidade das árvores. A mortalidade das árvores poderia diminuir com o aumento do DAP, pois árvores grandes são mais resistentes a tensões ou mudanças ambientais (CLARK; CLARK, 1992; BLUNDELL; PEART, 2001). Deve-se ressaltar que em nosso estudo não avaliamos árvores pequenas ($DAP < 45$ cm). Nas classes menores, as árvores são mais flexíveis e, portanto, podem ser esmagadas ou quebradas com maior facilidade pelas árvores colhidas.

Os resultados encontrados mostraram que, tanto nas áreas sob EIR como na área não explorada (controle), as taxas de mortalidade não foram influenciadas pelo diâmetro das árvores para indivíduos com $DAP \geq 45$.

D'Oliveira e Braz (2006) avaliando a mortalidade de árvores com $DAP \geq 5$ cm, em uma área de manejo florestal comunitário com volume colhido de $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, encontraram uma taxa média de $3,2 \text{ ano}^{-1}$, quatro anos pós-colheita. Os autores observaram que não houve efeito do tamanho da árvore na taxa de mortalidade.

Alguns estudos têm mostrado que o tamanho da árvore é um dos atributos intrínsecos importantes que influencia fortemente a mortalidade da árvore (WU et al., 2017), e que a mortalidade não ocorre de forma aleatória em relação às classes de tamanho das árvores (GANNEY; VOJTA, 2011). No entanto, outros estudos observaram que não houve relação entre mortalidade e o tamanho da árvore para árvores muito grandes (COOMES et al., 2007; WANG et al., 2012). Portanto, ainda não há consenso sobre a relação entre o diâmetro e a mortalidade de árvores.

4.5 Conclusões

Distúrbios causados pela EIR aumentaram as taxas de mortalidade de espécies florestais, as quais perduraram por pelo menos sete anos. Aos 11 anos pós-colheita madeireira as taxas de mortalidade se estabilizam. Dentro da amplitude de 3 a $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, a intensidade de exploração não afetou a mortalidade de árvores adultas nas áreas de EIR. Os diferentes comportamentos dos grupos ecológicos quanto à mortalidade indicam que essa característica ecológica da espécie deve ser considerada no momento da escolha das espécies a serem exploradas. As espécies pioneiras são mais suscetíveis aos impactos da colheita florestal. Em

áreas de EIR, bem como área não explorada, a taxa de mortalidade não foi influenciada pelo diâmetro das árvores para indivíduos com DAP \geq 45 cm.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, H. D., COLLINS, A.D., BRIGGS, S. P., VENNETIER, M., DICKMAN, L.T., SEVANTO, S.A., GARCIA-FORNER, N., MCDOWELL, N. G. Experimental drought and heat can delay phenological development and reduce foliar and shoot growth in semiarid trees. **Global Change Biology**, v. 21, n. 11, p. 4210-4220, 2015.

ALLEN, C. D., BRESHEARS, D. D., MCDOWELL, N. G. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. **Ecosphere**, v. 6, n. 8, p. 1-55, 2015.

ALLEN, C.D., MACALADY, A.K., CHENCHOUNI, H., BACHELET, D., MCDOWELL, N., VENNETIER, M. A. GONZALEZ, P. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 4, p. 660-684, 2010.

ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., GONÇALVES, J. L. M., SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AREVALO, B., VALLADAREZ, J., MUSCHAMP, S., KAY, E.; FINKRAL, A., ROOPSIND, A., PUTZ, F. E. Effects of reduced-impact selective logging on palm regeneration in Belize. **Forest Ecology and Management**, v. 369, p. 155-160, 2016.

ASASE, A., ASIATOKOR, B. K., OFORI-FRIMPONG, K. Effects of selective logging on tree diversity and some soil characteristics in a tropical forest in southwest Ghana. **Journal of forestry research**, v. 25, n. 1, p. 171-176, 2014.

BERTAULT, J. G., SIST, P. An experimental comparison of different harvesting intensities with reduced-impact and conventional logging in East Kalimantan, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, v. 94, n. 1-3, p. 209-218, 1997.

BLADON, K.D., LIEFFERS, V.J., SILINS, U., LANDHÄUSSER, S.M., BLENIS, P.V. Elevated mortality of residual trees following structural retention harvesting in boreal mixedwoods. **Forestry Chronicle**, v. 84, n. 1, p. 70-75, 2008.

- BLUNDELL, A.G., PEART, D. R. Growth strategies of a shade-tolerant tropical tree: the interactive effects of canopy gaps and simulated herbivory. **Journal of Ecology**, v. 89, n. 4, p. 608-615, 2001.
- CARTER, D. R., SEYMOUR, R. S., FRAVER, S., WEISKITTEL, A. Reserve tree mortality in two expanding-gap silvicultural systems 20years after establishment in the Acadian forest of Maine, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 389, p. 149-157, 2017.
- CARVALHO, J. O. P. **Structure and dynamics of a logged over Brazilian Amazonian rain forest**. 215 f. Tese (Doutorado) - Universidade de Oxford. 1992.
- CHAO, K.-J., PHILLIPS, O. L., MONTEAGUDO, A., TORRES-LEZAMA, A., VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R. How do trees die? Mode of death in northern Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 2, p. 260-268, 2009.
- CLARK, D. A., CLARK, D. B. Life history diversity of canopy and emergent trees in a Neotropical rain forest. **Ecological Monographs**, v. 62, n. 3, p. 315-344, 1992 92.
- CONDÉ, T. M., TONINI, H. Fitossociologia de uma floresta Ombrófila Densa na Amazônia Setentrional, Roraima, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 3, p. 247-260, 2013.
- COOMES, D. A., ALLEN, R. B. Mortality and tree-size distributions in natural mixed-age forests. **Journal of Ecology**, v. 95, n. 1, p. 27-40, 2007.
- D'OLIVEIRA, M. V. N., BRAZ, E. M. Estudo da dinâmica da floresta manejada no projeto de manejo florestal comunitário do PC Pedro Peixoto na Amazônia Ocidental. **Acta Amazônica**, v. 36, n.2, p. 177-182, 2006.
- DARRIGO, M. R., VENTICINQUE, E. M., SANTOS, F. A. M. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 52-59, 2016.
- DAS, A. J., STEPHENSON, N. L., DAVIS, K. P. Why do trees die? Characterizing the drivers of background tree mortality. **Ecology**, v. 97, n. 10, p. 2616-2627, 2016.
- DAUBER, E., FREDERICKSEN, T. S., PEÑA-CLAROS, M. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 214, n. 1-3, p. 294-304, 2005.

DE AVILA, A. L., SCHWARTZ, G., RUSCHEL, A. R., LOPES, J. C., SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P., BAUHUS, J. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 225-235, 2017.

DE GRAAF, N. R. A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname. Wageningen: Wageningen Agricultural University, 1986. 250 p.

DUNN, C. J., BAILEY, J. D. Tree mortality and structural change following mixed-severity fire in *Pseudotsuga* forests of Oregon's western Cascades, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 365, p. 107-118, 2016.

GANEY, J. L., VOJTA, S. C. Tree mortality in drought-stressed mixed-conifer and ponderosa pine forests, Arizona, USA. **Forest Ecology Management**, v. 261, n. 1, p. 162-168, 2011.

GRAY, A. N., SPIES, T. A., PABST, R. J. 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**, v. 281, p. 111-120, 2012.

HÄMÄLÄINEN, A., HUJO, M., HEIKKALA, O., JUNNINEN, K., KOUKI, J. Retention tree characteristics have major influence on the post-harvest tree mortality and availability of coarse woody debris in clear-cut areas. **Forest Ecology and Management**, v. 369, p. 66-73, 2016.

HAUTALA, H., VANHA-MAJAMAA, I. Immediate tree uprooting after retentionfelling in a coniferous boreal forest in Fennoscandia. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 36, n. 12, p. 3167-3172, 2006.

HAWTHORNE, W.D.; SHEIL, D.; AGYEMAN, V.K.; ABU JUAM, M.; MARSHALL, C. A. M. Logging scars in Ghanaian high forest: Towards improved models for sustainable production. **Forest Ecology and Management**, v. 271, p. 27-36, 2012.

HIRAI, E. H.; CARVALHO, C. J. R.; SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P.; QUEIROZ, W. T. Efeito da exploração florestal de impacto reduzido sobre a regeneração natural em uma floresta densa de terra firme no município de Paragominas na Amazônia brasileira. **Scientia Forestalis**, v. 40, n. 95, p. 306-315, 2012.

HOLZWARTH, F., KAHL, A., BAUHUS, J., WIRTH, C. Many ways to die – partitioning tree mortality dynamics in a near-natural mixed deciduous forest. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 1, p. 220-230, 2013.

HURST, J.M., ALLEN, R.B., COOMES, D.A., DUNCAN, R.P. Size-specific tree mortality varies with neighbourhood crowding and disturbance in a Montane *Nothofagus* forest. **PLoS ONE**, v. 6, n. 10, p. e26670, 2011.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2004. **Mapa de Vegetação do Brasil**. <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomas.shtm>> (acessado em 23 janeiro de 2018).

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2012.

JONKERS, W. B. J. **Options for silviculture and management of the mixed dipterocarp forest of Sarawak**. FAO, Forest Department Sarawak, Working Paper 11. 1982.

LARSON, A. J., FRANKLIN, J. F. The tree mortality regime in temperate old-growth coniferous forests: the role of physical damage. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 40, n. 11, p. 2091-2103, 2010.

LAVOIE, S., RUEL, J. C., BERGERON, Y., HARVEY, B. D. Windthrow after group and dispersed tree retention in eastern Canada. **Forest Ecology and Management**, v. 269, p. 158-167, 2012.

LIEBERMAN, D., LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, n. 4, p. 347-358, 1987.

MANOKARAN, N., KOCHUMMEN, M. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, n. 4, p. 315-330, 1987.

MAZZEI, L., SIST, P., RUSCHEL, A. R., PUTZ, F. E., MARCO, P., PENA, W., FERREIRA, J. E. R. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 367-373, 2010.

MCDOWELL, N. G., ALLEN, C. D. Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 7, p. 669, 2015.

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. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: Why do some plants survive while others succumb to drought? **New Phytologist**, v. 178, n. 4, p. 719-739, 2008.

MOSTACEDO, B., FREDERICKSEN, T. S. Regeneration status of important tropical forest tree species in Bolivia: assessment and recommendations. **Forest Ecology and Management**, v. 124, n. 2-3, p. 263-273, 1999.

PARK, A., JUSTINIANO, M. J., FREDERICKSEN, T. S. Natural regeneration and environmental relationships of tree species in logging gaps in a Bolivian tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 217, n. 2-3, p. 147-157, 2005.

PEÑA-CLAROS, M., PETERS, E. M., JUSTINIANO, M. J., BONGERS, F. J. J. M., BLATE, G. M., FREDERICKSEN, T. S., PUTZ, F. E. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3-4, p. 1283-1293, 2008.

PINHEIRO, K. A. O., CARVALHO, J. O. P., QUANZ, B., FRANCEZ, L. M. B., SCHWARTZ, G. Fitossociologia de uma área de preservação permanente no leste da Amazônia: indicação de espécies para recuperação de áreas alteradas. **Floresta**, v. 37, n. 2, p. 175-187, 2007.

PURVES, D. W., PACALA, S. W. Predictive models of forest dynamics. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1452-1453, 2008.

PUTZ, F. E., DYKSTRA, D. P., HEINRICH, R. Why poor logging practices persist in the tropics. **Conservation Biology**, v. 14, n. 4, p. 951-956, 2000.

PUTZ, F. E., SIST, P., FREDERICKSEN, T., DYKSTRA, D. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1427-1433, 2008.

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. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conservation Letters**, v. 5, n. 4, p. 296-303, 2012.

PUTZ, F. E., COLEY, P. D., LU, K., MONTALVO, A., AIELLO, A. Uprooting and snapping of trees: structural determinants and ecological consequences. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 13, n. 5, p. 1011-1020, 1983.

QUADROS, L. C. L., CARVALHO, J. O. P., GOMES, J. M., TAFFAREL, M., SILVA, J. C. F. Sobrevivência e crescimento de mudas de regeneração natural de *Astronium gracile* Engl. em clareiras causadas por exploração florestal na Amazônia brasileira. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 411-416, 2013.

QUEIROZ, M. F., FERNANDES, P. D., DANTAS NETO, J., ARRIEL, N. H., MARINHO, F. J., LEITE, S. F. Crescimento e fenologia de espécies de *Jatropha* durante a estação chuvosa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.4, p.405–411, 2013.

RIVETT, SKYE L., BICKNELL, JAKE E., DAVIES, Z. G. Effect of reduced-impact logging on seedling recruitment in a neotropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 367, p. 71-79, 2016.

RODRIGUES, T. E., SILVA, R. C., SILVA, J. M. L., OLIVEIRA JÚNIOR, R. C., GAMA, J. R. N. F., VALENTE, M. A. **Caracterização e classificação dos solos do Município de Paragominas, Estado do Pará. Belém: Embrapa Amazônia Oriental**. Documentos 162, 51, 2003.

ROSENVALD, R., LÕHMUS, A., KIVISTE, A. Preadaptation and spatial effects on retention-tree survival in cut areas in Estonia. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 38, n. 10, p. 2616-2625, 2008.

SCHWARTZ, G., BAIS, A. L. S., PEÑA-CLAROS, M., HOOGSTRA-KLEIN, M., MOHREN, G. M. J., ARTS, B. J. M. Profitability of silvicultural treatments in logging gaps in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 28, n. 1, p. 68–78, 2016.

SCHWARTZ, G., FALKOWSKI, V., PEÑA-CLAROS, M. Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: Short-term responses after reduced-impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 97-103, 2017a.

SCHWARTZ, G., LOPES, J. C., KANASHIRO, M., MOHREN, G. M., PEÑA-CLAROS, M. Disturbance Level Determines the Regeneration of Commercial Tree Species in the Eastern Amazon. **Biotropica**, v. 46, n. 2, p. 148-156, 2014.

SCHWARTZ, G., LOPES, J.C.A., MOHREN, G.M.J., PEÑA-CLAROS, M. Post-harvesting silvicultural treatments in logging gaps: a comparison between enrichment planting and tending of natural regeneration. **Forest Ecology and Management**, v. 293, p. 57-64, 2013.

SCHWARTZ, G., PEÑA-CLAROS, M., LOPES, J. C. A., MOHREN, G. M. J., KANASHIRO, M. Mid-term effects of reduced-impact logging on the regeneration of seven tree commercial species in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 274, p. 116-125, 2012.

SCHWARTZ, G., PEREIRA, P. C., SIVIERO, M. A., PEREIRA, J. F., RUSCHEL, A. R., YARED, J. A. 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**, v. 274, p. 116-125, 2017b.

SCOTT, R. E., MITCHELL, S. J. Empirical modelling of windthrow risk in partially harvested stands using tree, neighbourhood, and stand attributes. **Forest Ecology and Management**, v. 218, n. 1-3, p. 193-209, 2005.

Sheil, D., Burslem, D. F. R. P., Alder, D. The interpretation and misinterpretation of mortality-rate measures. **Journal of Ecology**, v. 83, n. 2, p. 331-333, 1995.

SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P., LOPES, J. C. A., ALMEIDA, B. F., COSTA, D. H. M., OLIVEIRA, L. C., VANCLAY, J. K., SKOVSGAARD, J. P. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest Ecology and Management**, v. 71, n. 3, p. 267-274, 1995.

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

SIST, P., PICARD, N., GOURLET-FLEURY, S. Sustainable cutting cycle and yields in a lowland mixed dipterocarp forest of Borneo. **Annals Forest Science**, v. 60, n. 8, p. 803-814, 2003.

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

VALLE, D., PHILLIPS, P., VIDAL, E., SCHULZE, M., GROGAN, J., SALES, M., GARDINGEN, P. 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**, v. 243, n. 2-3, p. 187-198, 2007.

VAN RHEENEN, H. M. P. J. P., BOOT, R. G. A., WERGER, M. J. A., ULLOA, M. U. Regeneration of timber trees in a logged tropical forest in North Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 200, n. 1-3, p. 39-48, 2004.

VIANA, A. C. N., JARDIM, F. C. S. Natural regeneration dynamics of *Couratari guianensis* in a tropical forest selectively logged in Moju, state of Para, Brazil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 56, n. 2, p. 112-119, 2013.

VILLEGAS, Z., PEÑA-CLAROS, M., MOSTACEDO, B., ALARCÓN, A., LICONA, J. C., LEAÑO, C., CHOQUE, U. Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 6, p. 971-977, 2009.

WANG, X., COMITA, L. S., HAO, Z., DAVIES, S. J., YE, J., LIN, F., YUAN, Z. Local-scale drivers of tree survival in a temperate forest. **PLoS ONE**, v. 7, n. 2, p. e29469, 2012.

WEED, A. S., M. P. AYRES., J. A. HICKE. Consequences of climate change for biotic disturbances in North American forests. **Ecological Monographs**, v. 83, n. 4, p. 441-470, 2013.

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

WHITMORE, T. C. Changes over twenty-one years in the Kolombangara rain forests. **Journal of Ecology**, v.77, n. 2, p. 469-483, 1989b.

ZARIN, D. J., SCHULZE, M. D., VIDAL, E., LENTINI, M. Beyond reaping the first harvest: management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**, v. 21, n. 4, p. 916-925, 2007.

5 CAPÍTULO 3

CRESCIMENTO, MORTALIDADE E RECRUTAMENTO PÓS-COLHEITA DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM FLORESTAS TROPICAIS MANEJADAS AO LONGO DE 13 ANOS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

(Publicado na revista **Forest Ecology and Management**, v. 430, p. 150–156, 2018).

RESUMO

A colheita florestal causa distúrbios na floresta que afetam a dinâmica das espécies arbóreas. Neste estudo, crescimento, mortalidade e recrutamento de árvores ≥ 45 cm DAP foram avaliados em diferentes florestas exploradas ao longo de 13 anos (2002 a 2015) na Amazônia Oriental. Os dados foram coletados em uma área controle não explorada e em quatro Unidade de Trabalho de 100 ha, divididas em 20 parcelas de 5 ha (total de 100 parcelas em 500 ha amostrados) e inventariadas a 100% um ano antes da colheita e novamente em 2015. Um total de 49 espécies foram analisadas ao longo de 13 anos. A maior taxa de mortalidade ocorreu nos primeiros cinco anos após a colheita (5,6%) com redução a partir dos sete anos (3,2% ano⁻¹), período em que a taxa de recrutamento aumentou significativamente para todos os grupos ecológicos. A exploração reduziu o número de indivíduos e espécies nos primeiros cinco anos após a exploração. As áreas exploradas apresentaram as maiores taxas de crescimento cinco e sete anos após a exploração e estabilizaram onze anos após a exploração. Dentro do intervalo de 3 a 40 m³ ha⁻¹ de intensidade de corte, não foram observadas diferenças nas taxas de crescimento para árvores remanescentes ≥ 45 cm DAP. Pioneiras, demandantes de luz e tolerantes a sombra apresentaram maiores taxas de crescimento nos primeiros cinco anos após a exploração. A partir de sete anos após a colheita, as demandantes de luz apresentaram maior crescimento quando comparada às espécies tolerantes à sombra. A taxa de crescimento de espécies comerciais aumenta proporcionalmente ao tamanho da árvore. Classes com maior diâmetro apresentaram as maiores taxas de crescimento relativo (TCR). Todas as classes de diâmetro aumentaram a TCR até 11 anos após a exploração.

Palavras-chave: Colheita florestal, grupo ecológico, rendimento de madeira, classe de diâmetro, densidade de indivíduos, densidade de espécies.

ABSTRACT

Forest harvesting causes disturbances in the forest, affecting the dynamics of tree species. In this study, growth, mortality, and recruitment of trees ≥ 45 cm DBH were assessed in different forests logged along 13 years (2002-2015) in the Eastern Amazon. The data were collected in a control unlogged forest and in four 100-ha working units divided into 20 plots of 5 ha (total of 100 plots in 500 ha sampled) and inventoried at 100% one year before harvesting and again in 2015. A total of 49 species were analyzed along 13 years. The highest mortality rate occurred in the first five years after harvesting (5.6%), with a reduction from the seventh year (3.2% year⁻¹), a period in which recruitment rate significantly increased for all ecological groups. Harvesting reduced both the number of individuals and species in the first five years after logging. Logged areas presented the highest growth rates five and seven years and only stabilized eleven years after logging. Within the range of 3-40 m³ ha⁻¹ of logging intensity, no differences were observed in growth rates of remaining trees ≥ 45 cm DBH. Pioneer, light-demanding, and shade-tolerant species presented higher growth rates in the first five years after logging. From seven years after harvesting, light-demanding presented a higher growth when compared to the shade-tolerant species. Larger diameter classes presented the highest relative growth rates (RGR). All diameter classes increased RGR up to 11 years after logging.

Keywords: Forest harvesting, ecological group, timber yield, diameter class, density of individuals, species density.

5.1 Introdução

A dinâmica florestal resulta de mecanismos que promovem o recrutamento constante e o estabelecimento de novos indivíduos e espécies na comunidade (AVILA et al., 2013), mesmo sob mudanças no ambiente que podem ser causadas por distúrbios naturais ou provocados pelo homem (MARCHESINI et al., 2009). Neste sentido, o conhecimento sobre a dinâmica florestal, incluindo os fatores determinantes do crescimento das árvores, mortalidade e as taxas de crescimento em florestas tropicais manejadas, é crucial para sua conservação e previsão de sua produção futura. Informações precisas sobre a dinâmica da floresta e mudanças na composição de espécies dão ao gerente um quadro muito mais claro sobre a capacidade de recuperação de uma floresta manejada.

A colheita em florestas amazônicas no Brasil, bem como outras florestas tropicais em todo o mundo, é realizada através da exploração seletiva de algumas espécies arbóreas de alto

valor comercial. A exploração seletiva de árvores grandes ($DAP \geq 50$ cm) através da exploração de impacto reduzido (EIR) tem efeitos claros sobre a dinâmica da floresta (DE AVILA et al., 2017) com maiores taxas de mortalidade de árvores remanescentes para futuros ciclos de colheita (DIONISIO et al., 2017). A EIR é baseada no planejamento das operações, o treinamento dos recursos humanos e investimentos no manejo florestal. A exploração florestal realizada de forma planejada deve: a) minimizar os danos ambientais, conservar o potencial de exploração futura e manter os serviços da floresta; b) reduzir os custos operacionais da exploração, aumentando a eficácia do trabalho, e c) reduzir os desperdícios.

As mudanças ambientais resultantes da exploração seletiva são determinantes na dinâmica da floresta, especialmente pelo aumento do crescimento dos indivíduos devido à maior quantidade de luz chegando ao solo da floresta (BARALOTO et al., 2005; DUAH-GYAMFI et al., 2014; SCHWARTZ et al., 2012). No entanto, ainda existem controvérsias sobre os efeitos do corte seletivo através de EIR sobre as florestas tropicais. Mais informações são necessárias sobre os efeitos potencialmente destrutivos da EIR na estrutura, composição e dinâmica de florestas tropicais manejadas (GOURLET-FLEURY et al., 2013). Além disso, a manutenção da biodiversidade (BURIVALOVA et al., 2014) e a sustentabilidade da produção de madeira (HAWTHORNE et al., 2012) podem não ser garantidas após o corte seletivo sob a EIR. Florestas nestas condições são um mosaico que inclui locais diretamente afetados pela exploração madeireira e áreas não perturbadas (DARRIGO et al., 2016), causando diferentes impactos na regeneração natural de espécies comerciais (SCHWARTZ et al., 2014). Assim, é importante avaliar os efeitos da EIR na dinâmica de grandes árvores ($DAP \geq 45$ cm) para entender os processos ecológicos pós-exploração e determinar a necessidade de intervenções pós-colheita. Essas etapas são essenciais para garantir rendimentos futuros, uma vez que árvores de grande porte fazem parte do estoque para o próximo ciclo de colheita.

Estudos sobre o efeito da EIR na dinâmica de espécies arbóreas em florestas tropicais têm se concentrado principalmente em indivíduos com diâmetro < 45 cm de diâmetro (BERTAULT; SIST, 1997, HERAULT et al., 2010, SCHWARTZ et al., 2012, Aoyagi et al., 2013, DUAH-GYAMFI et al., 2014), enquanto que estudos que avaliem o crescimento, mortalidade e recrutamento de espécies arbóreas com $DAP \geq 45$ cm são escassos.

Neste estudo, os efeitos da colheita florestal sobre o crescimento, mortalidade e recrutamento de árvores remanescentes foram avaliados em diferentes áreas de uma floresta submetidas à EIR ao longo de 13 anos (2002-2015) de modo a responder as seguintes perguntas: (a) O EIR afeta a mortalidade e o recrutamento e, conseqüentemente, a densidade de indivíduos e espécies comerciais? (b) Em que medida as taxas de crescimento de árvores ≥ 45 cm são

influenciadas pelo tempo após a exploração e a intensidade da exploração? (c) Quais são os efeitos do EIR nas taxas de crescimento em cada grupo ecológico e classe de diâmetro em florestas tropicais manejadas?

5.2 Material e métodos

5.2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido na Área de Manejo Florestal da fazenda Rio Capim, pertencente à empresa CKBV Florestal Ltda. (03°39'28"S e 48°49'60"W), no município de Paragominas, estado do Pará, Brasil. A fazenda Rio Capim tem área total de 140.000 ha, onde 121.000 ha estão sob manejo florestal certificado pelo Forest Stewardship Council (FSC) desde 2001 (DIONISIO et al., 2017).

O ecossistema florestal característico da região é do tipo Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 2012) e, de acordo com a classificação de Köppen, o clima é do tipo "Aw" (tropical chuvoso) com precipitação pluviométrica média anual de 1.800 mm, temperatura média anual de 26,3 °C e umidade relativa do ar de 81% (ALVARES et al., 2013). Na área de estudo a altitude é de 20 m em relevo plano a levemente ondulado (SIST; FERREIRA, 2007). Latossolos Amarelos, Argissolos Amarelos, Plintossolos, Gleissolos e Neossolos são os principais tipos de solos da região (RODRIGUES et al., 2003).

A densidade média pré-colheita de árvores ≥ 45 cm DAP na fazenda Rio Capim é de 12,6 ind. ha⁻¹. Foi selecionado 49 espécies comerciais em 2002 e somente essas foram monitoradas ao longo de treze anos (2002 a 2015). Das 49 espécies comerciais exploradas na fazenda Rio Capim, apenas cinco representam mais de 50% do total da produção de madeira que, em ordem de importância, são: *Manilkara elata* (Ducke) A. Chev., Standl., *Parkia gigantocarpa* Ducke, *Sclerolobium paraense* Huber, *Pseudopiptadenia suaveolens* (Miq.) J.W. Grimes, *Astronium lecointei* Ducke.

5.2.2 Delineamento experimental

Os dados foram coletados em cinco Unidades de Trabalho (UTs) que fazem parte de cinco Unidades de Produção Anual (UPA). Quatro UPAs/UTs foram exploradas em diferentes anos (2002; 2004; 2008; e 2010), e um UPA/UT nunca explorada e monitorado desde 2006 foi usado como controle (Tabela 1). As cinco áreas amostradas (quatro áreas exploradas e uma área controle) possuem as mesmas características edafoclimáticas descritas acima. As distâncias mínima e máxima em linha reta entre cada UT são 5 km e 24 km, respectivamente.

Tabela 1. Unidades de Produção Anual (UPAs) e Unidades de Trabalho (UTs) inventariadas entre 2002 e 2010 e remediadas em 2015, na fazenda Rio Capim, PA, Brasil.

Ano de colheita/ remedição	UPA/ UT	Área (ha)	Volume médio colhido \pm DP (m ³ ha ⁻¹)	#árvores pré-colheita	# árvores pós- colheita ^b	# árvores recrutadas ^b
^a 2006-2015	8/8	100	0,00	659	552	56
2010-2015	13/40	100	27,96 \pm 2,10	1604	629	86
2008-2015	10/18	100	29,14 \pm 1,94	551	255	162
2004-2015	7/14	100	28,94 \pm 1,75	631	273	112
2002-2015	4/4	100	26,43 \pm 2,53	1228	503	315

^a Controle;

^b inventário de 2015

Em cada UT foram monitoradas 20 parcelas de 50 m x 1000 m, totalizando 100 parcelas de 5 ha cada, onde foram inventariadas as árvores com DAP \geq 45 cm. As medições nas árvores inventariadas ocorreram um ano antes da colheita florestal e, novamente, em 2015, em cada uma das quatro áreas exploradas. Na área de controle, as árvores inventariadas foram medidas em 2006 e 2015. Além da remedição das árvores remanescente, foram inventariados todos os indivíduos recrutados das 49 espécies comerciais com DAP \geq 45 no período entre medições de cada área explorada e da área controle.

5.2.3 Análise de dados

A densidade de espécies e indivíduos (pré-exploração e pós-exploração) e as taxas de crescimento (cm ano⁻¹) das 49 espécies comerciais foram amostradas nas 20 parcelas de 5 ha. Os dados de densidade, mortalidade e recrutamento foram avaliados dos por meio de análise de medidas repetidas no tempo (ANOVA) e análise de covariância (ANCOVA), sendo o tempo desde exploração o fator fixo e intensidade de colheita como co-variável. As 49 espécies comerciais foram separadas em três grupos ecológicos (pioneiras, demandantes de luz e tolerantes à sombra) Whitmore (1989a, 1989b) e Carvalho (1992).

A taxa de mortalidade e recrutamento, foi calculada para cada área explorada e para a área controle. Para mais detalhes sobre a mortalidade de espécies comerciais nesta área de estudo veja Dionisio et al. (2017). Desta forma, foram calculadas as taxas anualizadas de mortalidade e recrutamento dos indivíduos remanescentes após a colheita no período de 13 anos utilizando as equações 1 e 2, respectivamente:

$$m = 1 - (N_{t2} / N_{t1})^{(1/t)} \quad (1)$$

$$r = (1 - (1 - (I/N_{t2})^{(1/t)}) \times 100 \quad (2)$$

em que, m = taxa de mortalidade anual, r = taxa de recrutamento anual, N_{t1} = número de árvores vivas na amostragem inicial, N_{t2} = número de árvores que sobreviveram até a segunda amostragem, I = números de árvores recrutadas, e t = anos entre a primeira e a segunda amostragem (SHEIL et al., 1995; SHEIL; MAY, 1996).

As taxas de mortalidade foram calculadas incluindo as árvores vivas na primeira medição e as árvores vivas remanescentes na remedição de 2015. O recrutamento foi calculado a partir de novas árvores, não presentes na primeira medição, com diâmetro mínimo de 45 cm DAP na segunda medição. As taxas de recrutamento também foram calculadas e comparadas separadamente em cada grupo ecológico.

Foi realizada uma análise de regressão linear para avaliar o efeito isolado (em cada ano de exploração) do volume colhido sobre a taxa de crescimento (cm ano^{-1}) das árvores remanescentes. As taxas de crescimento (cm ano^{-1}) foram calculadas e comparadas entre grupos ecológicos, intensidades de corte e classes de diâmetro, por meio de uma análise de covariância (ANCOVA), sendo o tempo desde exploração, grupos ecológicos e classes de diâmetro os fatores fixos e intensidade de colheita como co-variável. Os dados de grupos ecológicos e classes de diâmetro estão no nível da parcela, com duas medidas para cada parcela.

A taxa de crescimento foi calculada pela diferença entre as medidas de diâmetro das árvores $((\text{DAP}_{\text{final}} - \text{DAP}_{\text{inicial}}) / (t_{\text{final}} - t_{\text{inicial}}))$ nos períodos de 2002-2015, 2004-2015, 2006-2015, 2008-2015 e 2010-2015. A Taxa de Crescimento Relativo (TCR) foi usada para comparar as taxas de crescimento por classe de diâmetro de árvores remanescentes. A TCR foi calculada pela fórmula $((\ln \text{DAP}_{\text{final}} - \ln \text{DAP}_{\text{inicial}}) / (t_{\text{final}} - t_{\text{inicial}}))$ e representada por $(\text{cm cm}^{-1} \text{ ano}^{-1})$ (QUEIROZ et al., 2013). Para a análise da TCR por classe de diâmetro das árvores remanescentes foi feita a distribuição dos indivíduos em cinco classes com base em seus DAPs (45-54,9 cm; 55-64,9 cm; 65-74,9 cm; 75-84,9 cm e ≥ 85 cm).

Para as análises estatísticas as taxas de mortalidade, recrutamento, densidade e crescimento cada parcela de 5 ha foi considerada uma repetição. Os dados foram analisados utilizando as análises de medidas repetidas no tempo (ANOVA) e análise de covariância (ANCOVA). Em caso de diferença significativa entre tratamentos, foi utilizado o teste post-hoc de Tukey para comparação das médias. As análises foram realizadas no programa

estatístico R versão 3.5.1 (R Development Core Team, 2018), ao nível de $p < 0.05$ de significância.

5.3 Resultados

5.3.1 Taxas de mortalidade e recrutamento

A taxa de mortalidade das árvores, foi significativamente superior aos cinco anos (5,6% ano⁻¹, $F_{4; 64} = 168,4495$, $p = 0,001$) e sete anos após a colheita (3,2% ano⁻¹, $F_{4; 64} = 168,4495$, $p = 0,001$) (Figura 1A). A partir de onze anos, as taxas de mortalidade não apresentaram diferenças significativas entre si e da área controle, cuja taxa de mortalidade foi 1,92% ano⁻¹ em dez anos de monitoramento. A taxa de recrutamento foi significativamente maior aos sete anos após a colheita para espécies de todos os grupos ecológicos. Neste ano, as espécies pioneiras dominaram as taxas de recrutamento (Figura 1B). As demandantes de luz e tolerantes à sombra ainda apresentaram aumento nas taxas de recrutamento aos 13 anos após a exploração (Figura 1B). A taxa de recrutamento foi significativamente superior, atingindo maior crescimento sete anos após a exploração para todos os grupos ecológicos. No período as pioneiras apresentaram maior crescimento em relação aos demais grupos (5,9% ano⁻¹, $F_{4; 64} = 34,7202$, $p = 0,001$). As espécies demandantes de luz e as tolerantes à sombra ainda apresentaram aumento nas taxas de recrutamento aos 13 anos após a exploração (Figura 1B). De acordo com a análise de covariância (ANCOVA), a intensidade da exploração não teve efeito sobre as taxas de mortalidade e recrutamento.

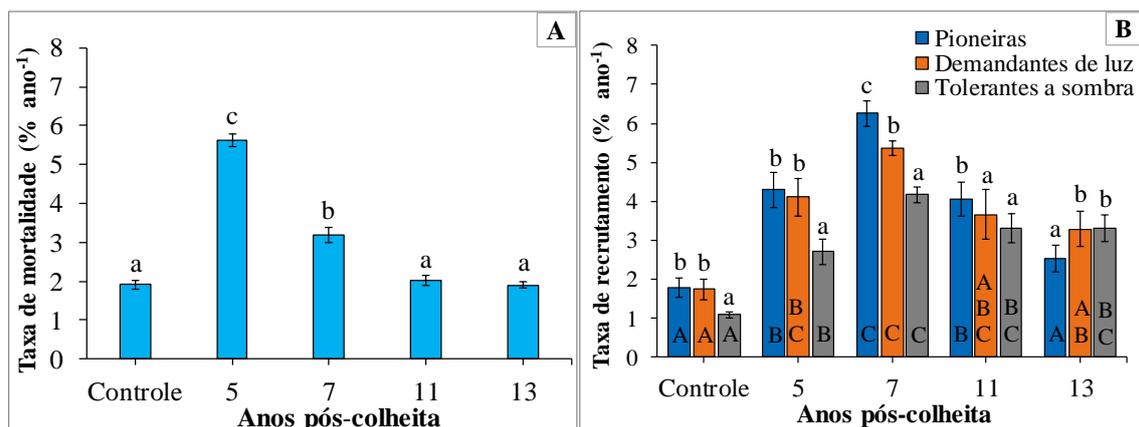


Figura 1. Média (\pm EP) das taxas de mortalidade (A) e recrutamento por grupo ecológico (B) de árvores ≥ 45 cm DAP em área de floresta ombrófila densa sob Exploração de Impacto Reduzido (EIR) em quatro Unidades de Produção Anual (UPAs) manejadas ao longo de 13 anos (2002-2015) e uma área de controle sem exploração na fazenda Rio Capim, PA, Brasil. Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, letras minúsculas comparação entre grupos ecológicos e letras maiúsculas comparação de cada grupo ecológico

ao longo do tempo em ANCOVA com o teste post-hoc de Tukey a 5% de probabilidade. As barras de erro representam erro padrão.

5.3.2 Densidade de indivíduos e espécies

A densidade de indivíduos diminuiu substancialmente em todas as áreas após a colheita. A colheita de árvores reduziu a densidade de indivíduos de 13,9 para 7,7 ind. ha⁻¹ imediatamente após a exploração e, cinco anos após a colheita esse número reduziu para 6,2 ind. ha⁻¹, ou seja, uma redução de 65,4% do número inicial de árvores comerciais com DAP \geq 45 cm. Treze anos após a colheita, apenas 11,4% (1,4 ind. ha⁻¹) do número de indivíduos se recuperou (Figura 2 A). A densidade de espécies também diminuiu em todas as áreas exploradas (Figura 2 B).

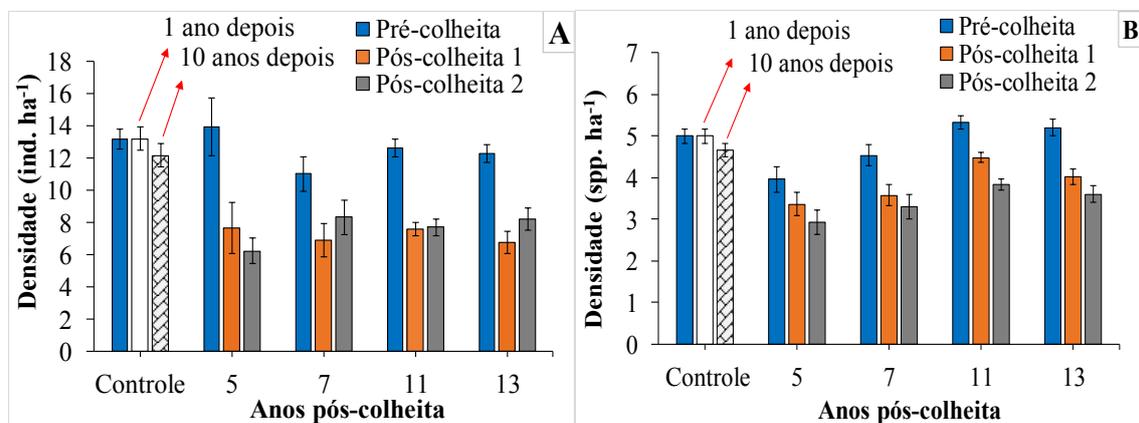


Figura 2. Média (\pm EP) da densidade de indivíduos (A) e densidade de espécies comerciais (B) para árvores com DAP \geq 45 cm pertencente a 49 espécies em área de floresta ombrófila densa sob Exploração de Impacto Reduzido (EIR) em quatro Unidades de Produção Anual (UPAs) manejadas ao longo de 13 anos (2002-2015) e uma área de controle sem exploração na fazenda Rio Capim, PA, Brasil. As barras de erro representam erro padrão ($p \leq 0,05$). Pós-colheita 1 (densidade de indivíduos e densidade de espécies imediatamente após a exploração) e Pós-colheita 2 (inventário de 2015).

5.3.3 Crescimento diamétrico versus volume colhido

O volume colhido por parcela variou de 3 a 40 m³ ha⁻¹ e não afetou as taxas de crescimento em diâmetro de árvores remanescentes nos diferentes anos após a exploração (Tabela 2). As taxas de crescimento apresentaram maiores variações aos cinco anos após a colheita (0,00 a 1,02 cm ano⁻¹).

Tabela 2. Análise de correlação para taxa de crescimento em diâmetro ($0,00-1,02 \text{ cm ano}^{-1}$) e volume colhido ($3-40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) para árvores com $\text{DAP} \geq 45 \text{ cm}$ em área de floresta ombrófila densa sob Exploração de Impacto Reduzido (EIR) em cinco florestas manejadas ao longo de 13 anos (2002-2015) na fazenda Rio Capim, PA, Brasil.

Anos pós colheita	<i>p</i> -valor	<i>r</i> ²	%
5	0,5785	0,0149	1,4
7	0,4291	0,0798	7,9
11	0,2867	0,1400	14,0
13	0,1675	0,1031	10,3

5.3.4 Crescimento diamétrico por grupo ecológico

Foi observado maior taxa de crescimento da floresta cinco ($1,11 \text{ cm ano}^{-1}$, $F_{4; 1326} = 41,39$, $p = 0,001$) e sete ($0,89 \text{ cm ano}^{-1}$, $p = 0,001$) anos após a exploração. A partir de onze anos após a colheita não houve diferença significativa entre os anos de exploração e a área controle para o crescimento de árvores com $\text{DAP} \geq 45 \text{ cm}$ (Figura 3A), e a ANCOVA não mostrou efeito da intensidade de exploração nas taxas de crescimento nos diferentes anos pós-colheita.

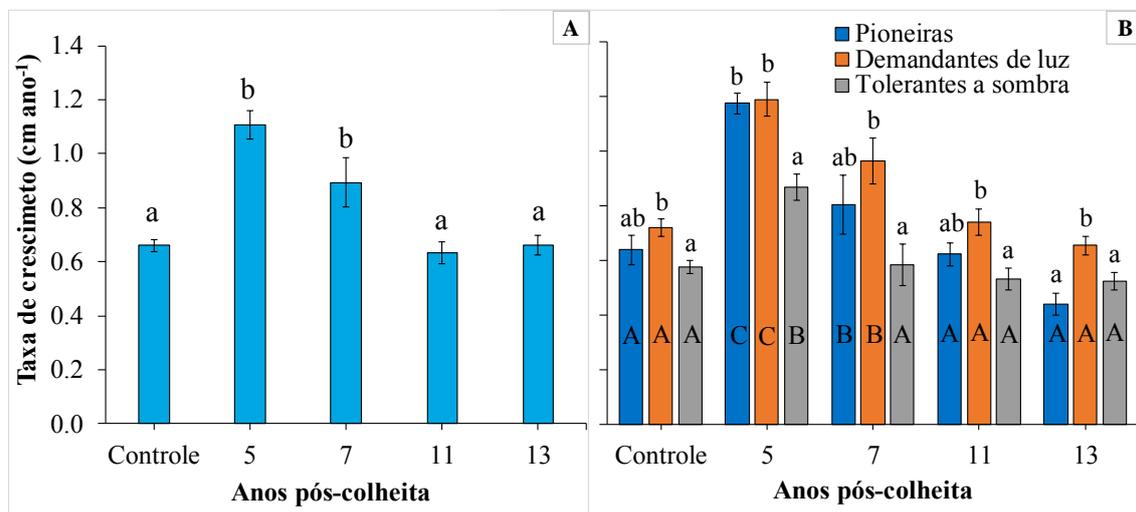


Figura 3. Média ($\pm\text{EP}$) para taxa de crescimento em diâmetro de 49 espécies comerciais para árvores com $\text{DAP} \geq 45 \text{ cm}$ (A) e crescimento das espécies separadas por grupos ecológicos (B) em quatro Unidades de Produção Anual (UPAs) manejadas ao longo de 13 anos (2002-2015) e uma área de controle sem exploração na fazenda Rio Capim, PA, Brasil. Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, letras minúsculas comparação entre grupos ecológicos e letras maiúsculas comparação de cada grupo ecológico ao longo do

tempo em ANCOVA com o teste post-hoc de Tukey a 5% de probabilidade. As barras de erro representam erro padrão

Cinco anos após a colheita as espécies pioneiras e demandantes de luz apresentaram taxas de crescimento ($1,18 \text{ cm ano}^{-1}$, $F_{4; 95} = 34,017$, e $1,19 \text{ cm ano}^{-1}$, $F_{4; 515} = 24,040$, respectivamente), significativamente maiores que as tolerantes a sombra ($0,87 \text{ cm ano}^{-1}$, $F_{4; 694} = 15,545$, $p = 0,001$). Sete anos após a colheita, as demandantes de luz permaneceram com crescimento significativamente maior que as tolerantes a sombra e para as pioneiras (Figura 3B).

Espécies pioneiras apresentaram maior taxa de crescimento cinco e sete anos após a colheita ($1,18$ e $0,80 \text{ cm ano}^{-1}$, respectivamente). As espécies demandantes de luz também apresentaram crescimento significativamente superior aos cinco e sete anos após a colheita ($1,19$ e $0,96 \text{ cm ano}^{-1}$, respectivamente). As espécies tolerantes a sombra, apresentaram crescimento significativo apenas cinco anos após a colheita ($0,87 \text{ cm ano}^{-1}$). A partir de onze anos da colheita, o crescimento das espécies de todos os grupos ecológicos, não diferiram da área controle (Figura 3B). Pela ANCOVA não houve efeito da intensidade de extração nas taxas de crescimento de diferentes grupos ecológicos.

5.3.5 Crescimento por classes de diâmetro

Tanto na área controle como nas áreas manejadas, os indivíduos pertencentes às classes de maior diâmetro apresentaram as maiores taxas de crescimento relativo (TCR) ($p = 0,001$). Em relação às áreas exploradas, os indivíduos de todas as classes de diâmetro aumentaram a TCR nos primeiros anos após a exploração, e essas taxas diminuíram ao longo do tempo (Figura 4).

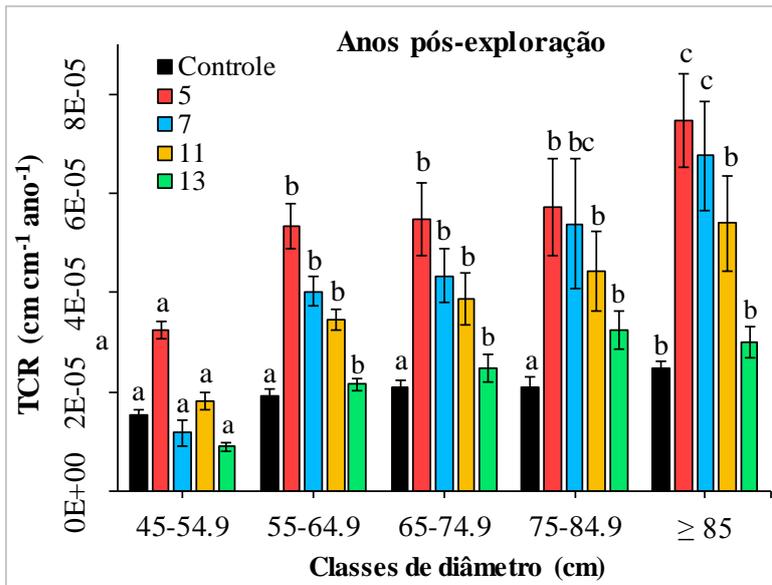


Figura 4. Média (\pm DP) da taxa de crescimento relativo - TCR ($\text{cm cm}^{-1} \text{ano}^{-1}$) por classe de diâmetro de árvores com DAP ≥ 45 cm em área de floresta ombrófila densa sob Exploração de Impacto Reduzido (EIR) em quatro Unidades de Produção Anual (UPAs) manejadas ao longo de 13 anos (2002-2015) e uma área de controle sem exploração (Controle; 5 anos; 7 anos; 11 anos; e 13 anos após a exploração) - Fazenda Rio Capim, PA, Brasil. Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si pela ANCOVA com o teste post-hoc de Tukey entre cada classe de diâmetro a 5% de probabilidade. As barras de erro representam desvio padrão.

5.4 Discussão

5.4.1 Taxas de mortalidade e recrutamento

A taxa de mortalidade foi superior aos sete anos após a colheita. A partir de onze anos as áreas manejadas apresentaram características semelhantes a uma área natural (controle) (Figura 1A). Por outro lado, aos sete anos após a colheita, houve um aumento significativo na taxa de recrutamento para todos os grupos ecológicos. No entanto, mesmo sendo superior às taxas de mortalidade, o recrutamento apresenta uma tendência temporal de diminuição. Espécies pioneiras tiveram taxas de recrutamento significativamente maiores nos primeiros anos após a exploração (Figura 1B), refletindo diretamente no aumento da densidade de indivíduos e na densidade de espécies entre as 49 espécies comerciais exploradas nas quatro UPAs inventariadas. Estas mudanças de densidade podem estar mostrando diminuição nas populações de algumas espécies comerciais (Figura 2A e 2B).

Em estudo realizado por Dionisio et al. (2017) observou-se que os efeitos da exploração sobre as taxas de mortalidade permanecem entre sete e onze anos. As taxas de

recrutamento de espécies comerciais com DAP < 15 cm aumentaram significativamente após a exploração madeireira na Floresta Nacional de Tapajós (DE AVILA et al., 2017). No entanto, as taxas de recrutamento tiveram uma tendência temporal negativa em todas as áreas manejadas neste estudo, indicando que o recrutamento diminuiu à medida que o dossel da floresta foi fechando. Os efeitos da exploração têm implicações diretas para a sustentabilidade de atividades madeireiras, visto o grande número de árvores que morrem nos primeiros anos após as intervenções de colheita e que o recrutamento diminui progressivamente com o fechamento do dossel.

Em florestas sob EIR, a manutenção da regeneração, crescimento e recrutamento de espécies arbóreas comerciais pode aumentar substancialmente as chances de uma determinada floresta permanecer conservada ou, por outro lado, se tornarem degradadas (HAWTHORNE et al., 2012). No entanto, uma conservação efetiva de espécies arbóreas dependerá da aplicação de tratamentos silviculturais que promovam o estabelecimento e crescimento dessas espécies. Do ponto de vista silvicultural, esses tratamentos aumentam o crescimento e a produção de árvores em florestas tropicais (AZEVEDO et al., 2008, DE AVILA et al., 2015) e favorecem o estabelecimento da regeneração natural e o crescimento de mudas que substituirão as perdas ocorridas durante a exploração (SILVA et al., 1999). Portanto, o grande desafio do manejo de florestas tropicais é ajustar um modelo silvicultural que garanta aumento das taxas de crescimento e recrutamento de espécies arbóreas comerciais.

Os distúrbios florestais, incluindo os causados pela colheita florestal, que resultam em aberturas do dossel, podem ser usados como uma forma eficaz de conservar espécies arbóreas raras (baixa densidade) e/ou aquelas que apresentam baixa regeneração natural e crescimento lento. Schwartz e Lopes (2015) propõem como silvicultura pós-colheita o enriquecimento de clareiras com espécies raras ou localmente ameaçadas. De acordo com esses autores, aumentar a densidade de indivíduos dessas espécies nas clareiras de exploração florestal pode funcionar como um refúgio artificial, mantendo sua diversidade genética. Isto é possível através da densificação assistida (aumento artificial do número de indivíduos por unidade de área de espécies arbóreas em seus próprios habitats naturais). Tal procedimento também pode garantir o terceiro ciclo de corte, uma vez que as espécies comerciais apresentam naturalmente baixas densidades e sofrem aumento da mortalidade pós-exploração (DIONISIO et al., 2017).

5.4.2 Densidade de indivíduos e espécies

A densidade de indivíduos e de espécies é afetada pelo corte seletivo em todas as áreas estudadas. A redução da densidade de indivíduos era esperada em todas as áreas devido à colheita de árvores. No entanto, também se esperava a recuperação da densidade pelo recrutamento de novos indivíduos com o tempo, o que não aconteceu até os treze anos de avaliação (Figura 2A). A densidade de espécies também foi afetada pela colheita de árvores (Figura 2B). Essa redução na densidade de espécies ocorreu devido a colheita e mortalidade de árvores de espécies com menos de três ind. ha⁻¹. Estudos mostram que grande parte das florestas tropicais primárias remanescentes vem sendo degradada pelo corte seletivo (ASNER et al., 2005; ITTO, 2012), o que altera tanto sua composição florística quanto sua estrutura (DE AVILA et al., 2017).

A mudança na composição de espécies e estrutura de florestas manejadas é resultado de uma combinação que inclui: a) colheita de árvores ≥ 50 cm de DAP, b) aumento da mortalidade pós-colheita, e c) baixas taxas de crescimento natural das espécies colhidas. Esses fatores têm implicações diretas para os futuros ciclos de corte, visto que algumas espécies colhidas poderão ser extintas.

5.4.3 Crescimento diamétrico versus volume colhido

Ainda há pouco conhecimento sobre a intensidade ideal de corte para promover o crescimento de árvores remanescentes sem que a estrutura da floresta seja significativamente afetada. Na Fazenda Rio Capim, o volume colhido de até 40 m³ ha⁻¹ não promoveu o crescimento suficiente de árvores com DAP ≥ 45 cm para garantir o próximo ciclo de corte. De Avila et al. (2017), observaram que a colheitas altas de até 61 m³ ha⁻¹ em florestas tropicais na Amazônia Oriental são insustentáveis sob ciclos de corte de 30 anos, pois o volume das espécies exploradas não é recuperado dentro deste período. Uma alternativa é promover a abertura no dossel da floresta suficiente para permitir que indivíduos remanescentes e aqueles indivíduos com DAP < 45 cm de espécies com crescimento lento sejam também favorecidas e atinjam o estoque esperado em volume de madeira para futuros ciclos de corte (DAUBER et al., 2005; SIST; FERREIRA, 2007; VALLE et al., 2007).

5.4.4 Crescimento diamétrico por grupo ecológico

O crescimento significativo da floresta nos primeiros sete anos, pode ser explicado pela abertura do dossel da floresta causado pela exploração que proporcionou maior incidência de luz sobre os indivíduos remanescentes. Porém, com o gradativo fechamento do

dossel a incidência de luz no interior da floresta diminui, e com isso o crescimento de árvores remanescentes é reduzido. Devido as maiores taxas de mortalidade (5,6% em média) pós-exploração, é esperado maiores densidades individuais e taxas de crescimento de espécies pioneiras e demandantes de luz, especialmente nos primeiros três anos (SILVA et al., 1995).

A colheita de árvores pode funcionar com tratamento silvicultural, uma vez que a remoção de alguns indivíduos resulta em abertura de clareiras no dossel da floresta. Essas clareiras permitem maior incidência de luz dentro da floresta, o que acelera o crescimento das árvores remanescentes. Árvores de todos os grupos ecológicos estabilizaram as taxas de crescimento em diâmetro onze anos após a colheita (Figura 3B). O aumento nas taxas de crescimento pós-colheita encontradas nesse estudo está de acordo com observações em outras florestas tropicais manejadas (PEÑA-CLAROS et al., 2008a, 2008b; SOUZA et al., 2015; DE AVILA et al., 2017). Alguns estudos mostraram que o aumento do recrutamento e do crescimento não dura mais de uma década após as intervenções silviculturais (SILVA et al., 1995; DE GRAAF et al., 1999; SCHWARTZ et al., 2012; VATRAZ et al., 2016).

Em todos os grupos ecológicos observou-se a estabilização no crescimento médio em diâmetro a partir de onze anos após a colheita (Figura 4). O aumento na incidência de luz após a exploração madeireira influencia positivamente as taxas de crescimento de árvores remanescentes (SILVA et al., 1995; DE GRAAF et al., 1999; PEÑA-CLAROS et al., 2008a; VILLEGAS et al., 2009; SOUZA et al., 2015), principalmente para as espécies demandantes de luz (VILLEGAS et al., 2009; CARREÑO-ROCABADO et al., 2012, HAWTHORNE et al., 2012). No entanto, esse efeito permanece apenas por um curto período de tempo após as intervenções de colheita (SILVA et al., 1995; DE GRAAF et al., 1999; SCHWARTZ et al., 2012; VATRAZ et al., 2016). Isso mostra a importância dos tratamentos silviculturais pós-colheita para melhorar e manter as taxas de recrutamento e crescimento ao longo do tempo (SILVA et al., 1995; DE GRAAF et al., 1999; LOPES et al., 2008; SCHWARTZ et al., 2012; SCHWARTZ e LOPES, 2015; VATRAZ et al., 2016; DE AVILA et al., 2017).

Cinco anos após a colheita as taxas de crescimento das espécies pioneiras e demandantes de luz foram significativamente maiores do que as das espécies tolerantes à sombra. A partir de sete anos após a exploração, apenas as espécies demandantes de luz apresentaram taxas de crescimento significativamente mais altas que as espécies pioneiras e tolerantes a sombra (Figura 3B).

Em um estudo realizado na Floresta Nacional de Tapajós, Carvalho (1992) registrou taxa de crescimento de $0,42 \text{ cm ano}^{-1}$ para espécies demandantes de luz e $0,26 \text{ cm ano}^{-1}$ para o grupo das tolerantes a sombra. Swaine (1990), em estudo realizado em floresta primária em

Ghana, também observou maior crescimento em diâmetro das espécies demandantes de luz ($0,4 \text{ cm ano}^{-1}$) em relação às espécies tolerantes a sombra ($0,20 \text{ cm ano}^{-1}$). Costa et al. (2008), estudando a dinâmica de crescimento de espécies florestais na Floresta Nacional Tapajós (Amazônia brasileira), constatou que as espécies demandantes de luz apresentaram crescimento em diâmetro significativamente superior às tolerantes a sombra, com médias de $0,60 \text{ cm ano}^{-1}$ e $0,23 \text{ cm ano}^{-1}$, respectivamente.

O efeito benéfico da abertura do dossel no desenvolvimento das árvores perdurou até cinco anos após a exploração, quando o crescimento médio em diâmetro diminuiu para todas as espécies. Isso se explica pelo fechamento do dossel da floresta e aumento na competição entre as árvores remanescentes, tanto de espécies comerciais quanto não comerciais. Como não houve qualquer tratamento pós-colheita para estimular o crescimento das árvores remanescentes e das recrutas potenciais, é natural que a taxa de crescimento diminua até atingir o nível de uma floresta não explorada. As taxas de crescimento das árvores remanescentes, principalmente das espécies demandantes de luz, tendem a aumentar em resposta à maior disponibilidade de luz e competição reduzida após os distúrbios de colheita (VAN GARDINGEN et al., 2006; PEÑA-CLAROS et al., 2008b; SOUZA et al., 2015). Por outro lado, pequenas lacunas abertas no dossel podem favorecer especificamente as espécies tolerantes a sombra (PEÑA-CLAROS et al., 2008a; JARDIM, 2015).

5.4.5 Crescimento por classes de diâmetro

A classe diamétrica de 45-54,9 cm tanto em áreas exploradas como na área controle, apresentou menor crescimento em relação às demais classes. O crescimento em diâmetro aumenta proporcionalmente à classe diamétrica a qual os indivíduos pertencem. As classes de DAP de 75-84,9 e ≥ 85 cm apresentaram maior TCR em todos os anos após a colheita. Carvalho et al. (2004), na Floresta Nacional de Tapajós, observaram maiores taxas de crescimento de diâmetro para classes maiores em relação a classes menores em uma área não explorada. No entanto, não foram encontradas diferenças no incremento de diâmetro entre classes de diâmetro maiores e menores em uma floresta explorada, possivelmente porque todas as classes de tamanho de árvore se tornaram mais expostas à incidência de luz após a exploração.

Os resultados encontrados nesse estudo mostram que a EIR funciona com um tratamento silvicultural aumentando as taxas de crescimento da floresta pós-colheita o que reforça a importância da aplicação de tratamentos silvicultural em florestas tropicais manejadas.

5.5 Conclusões

Distúrbios causados pela EIR aumentaram as taxas de mortalidade e recrutamento de espécies arbóreas, as quais se mantêm por pelo menos sete anos. 13 anos após a exploração a densidade de indivíduos e a densidade de espécies de 49 espécies comerciais ainda são menores do que os números iniciais antes da exploração. Espécies pioneiras, demandantes de luz e tolerantes à sombra apresentaram taxas de crescimento significativamente maiores até o sétimo ano após a exploração. A intensidade de corte de até 40 m³ ha⁻¹, não influenciou no crescimento de árvores adultas. A taxa de crescimento das árvores aumenta proporcionalmente ao tamanho da classe de diâmetro.

5.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

5.6.1 Implicações da EIR para o manejo florestal

A mortalidade de árvores remanescentes pós-colheita em florestas tropicais é um processo dinâmico ainda não está compreendido em sua totalidade. Apesar das grandes vantagens na conservação de serviços do ecossistema, a Exploração de Impacto reduzido (EIR) provoca significativos aumentos nas taxas de mortalidade pós-colheita (BERTAULT; SIST, 1997; DIONISIO et al., 2017). A EIR ganhou destaque nas últimas décadas e vem sendo tratada como sinônimo de práticas sustentáveis. Porém, ainda existe muita incerteza em relação às melhorias atuais na gestão florestal e se elas são suficientes para assegurar uma produção futura sustentável de madeira.

Operações de colheita florestal geram resíduos de madeira e impacto na floresta remanescente (SILVA et al., 2018). A atividade de colheita florestal é responsável por 30% de impactos negativos nas árvores remanescentes, sendo 7% de exploração, 3% de troncos de árvores, 4% de árvores danificadas, 6,6% de trilhas de arraste e 9,4% de clareiras (PINTO et al., 2002). Geralmente, o processo de planejamento da colheita é realizado sem considerar os critérios ecológicos, contribuindo para aumentar os impactos negativos sobre as comunidades de árvores nas florestas manejadas e consequentes perdas econômicas devido à redução dos estoques remanescentes de madeira (ROCHA et al., 2007).

A escassez de regeneração natural de espécies comerciais em florestas tropicais exploradas (VAN RHEENEN et al., 2004; PARK et al., 2005; SCHWARTZ et al., 2017a) são fatores que tem implicações diretas nos futuros ciclos de corte. Somando-se a isso, tem-se o volume retirado por colheita e o volume de madeira perdido devido ao aumento nas taxas de mortalidade pós-colheita. A junção desses fatores pode resultar em rendimentos mais baixos nos futuros ciclos de corte, inviabilizando a colheita florestal. As práticas silviculturais pós-

colheita para aumentar as taxas de crescimento das espécies arbóreas comerciais, o plantio de espécies de valor econômico (SCHWARTZ et al., 2017b) e o aproveitamento do volume perdido por mortalidade tornam-se fundamentais para equilibrar as perdas de madeira em florestas tropicais devido às colheitas.

No atual sistema silvicultural policíclico aplicado em florestas nativas na Amazônia, algumas questões devem ser revisadas a fim de alcançar uma produção mais sustentável, principalmente no que tange a exploração madeireira concentrada em poucas espécies, diâmetro mínimo de corte (DMC) e ciclo de corte. O corte seletivo de algumas espécies de maior valor comercial visa atender a demanda do mercado madeireiro, no entanto a pressão exercida sobre um grupo restrito de espécies pode interferir negativamente na dinâmica e estrutura das florestas manejadas.

As espécies mais exploradas devem ter um monitoramento constante ou restrições de corte para evitar que elas se tornem extintas localmente. A DMC deve ser aplicada especificamente para cada espécie, em vez de uma DMC geral para todas as espécies comerciais (ou seja, ≥ 50 cm na Amazônia brasileira). O atual ciclo de corte adotado na Amazônia brasileira (25 a 35 anos) não é suficiente para a recuperação de volume de muitas espécies. Em oposição, muitas outras espécies pioneiras e exigentes de luz são capazes de recuperar seus volumes em menos de 25 anos. Assim, em novas colheitas, novas espécies comerciais ou potencialmente comerciais podem ser consideradas para exploração (HAWTHORNE et al., 2012; MACPHERSON et al., 2012). O rendimento em volume de muitas espécies colhidas pode não ser recuperado em tempo para o próximo ciclo de corte (SIST; FERREIRA, 2007; BONNELL et al., 2011; PUTZ et al., 2012; HAWTHORNE et al., 2012).

De acordo com as regulações ambientais referentes a manejo florestal no Brasil, especificamente do estado do Pará, a IN-5 de 2015 (SEMAS, 2015) prevê que os manejadores florestais podem adotar medidas para regular o rendimento florestal. Essas medidas estabeleceriam um equilíbrio entre a intensidade da exploração florestal e o tempo necessário para recuperar o volume de madeira colhida, a fim de alcançar a produção florestal contínua. Assim, os manejadores florestais, baseados em estudos técnicos e científicos, podem sugerir mudanças no atual ciclo de corte (25-35 anos) e no diâmetro mínimo de corte (≥ 50 cm) de acordo com o potencial de produção florestal.

O baixo crescimento natural de espécies comerciais em florestas tropicais manejadas e a colheita de árvores com DAP ≥ 50 cm são fatores que têm implicações diretas para os futuros ciclos de corte, visto que árvores com maior diâmetro são responsáveis por maior taxa

de crescimento. Somando-se a isso, tem-se o volume retirado por colheita e o volume de madeira perdido devido a altas taxas de mortalidade pós-colheita (DIONISIO et al., 2017). A junção desses fatores pode resultar na inviabilidade da segunda colheita florestal (entre 25-35 anos na Amazônia brasileira) e em rendimentos mais baixos em futuros ciclos de corte.

Para equilibrar perdas em volume de madeira em florestas tropicais manejadas devido à exploração, práticas silviculturais pós-colheita devem ser adotadas para aumentar as taxas de crescimento e recrutamento das espécies arbóreas comerciais, assim como diminuir suas taxas de mortalidade. O enriquecimento de clareiras criadas pela exploração florestal com espécies de valor comercial e o aproveitamento do volume perdido por mortalidade tornam-se fundamentais para o equilíbrio do volume explorado de madeira em florestas manejadas (SABOGAL et al., 2009; CASTRO et al., 2013; SCHWARTZ et al., 2017b).

A colheita de árvores com DAP ≥ 50 cm, maiores taxas de mortalidade pós-exploração e baixas taxas de crescimento natural das espécies colhidas podem impedir que as espécies colhidas recuperem seu rendimento em volume para o próximo ciclo de corte. Assim, é possível que a produção de madeira colhida não se recuperará sem outras etapas de manejo, como, por exemplo, a aplicação de tratamentos silviculturais pós-colheita.

Agradecimentos

A presente pesquisa fez parte do projeto Diagflor (MP3 - 03.13.07.004.00), coordenado pela Embrapa Amazônia Oriental. Agradecemos a equipe do Diagflor e a CKBV Florestal Ltda. e sua equipe de campo. Somos gratos pela grande contribuição de Evandro Ferreira, Sônia S. Jordão, Paulo C. de Barros, José M. SILVA para tornar este trabalho possível. O autor agradece ao CNPq (142462 / 2015-2) pela concessão da bolsa de doutorado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., GONÇALVES, J. L. M., SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AOYAGI, R., IMAI, N., KITAYAMA, K. Ecological significance of the patches dominated by pioneer trees for the regeneration of dipterocarps in a Bornean logged-over secondary forest. **Forest Ecology Management**, v. 289, p. 378-384, 2013.

- ASNER, G. P., KNAPP, D. E., BROADBENT, E. N., OLIVEIRA, P. J. C., KELLER, M., SILVA, J. N. Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 310, n. 5747, p. 480-482, 2005.
- AVILA, A. L., ARAUJO, M. M., GASPARIN, E., LONGHI, S. J. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. **Cerne**, v. 19, n. 4, p. 621-628, 2013.
- AZEVEDO, C. P., SANQUETTA, C. R., SILVA, J. N. M., MACHADO, S. A. Efeito de diferentes níveis de exploração e de tratamentos silviculturais sobre a dinâmica da floresta remanescente. **Floresta**, v. 38, n. 2, p. 277-293, 2008.
- BARALOTO, C., GOLDBERG, D. E., BONAL, D. Performance trade-offs amongs tropical tree seedlings in contrasting microhabitats. **Ecology**, v. 86, n. 9, p. 2461-2472, 2005.
- BERTAULT, J. G., SIST, P. An experimental comparison of different harvesting intensities with reduced-impact and conventional logging in East Kalimantan, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, v. 94, n. 1-3, p. 209-218, 1997.
- BONNELL, T. R., REYNA-HURTADO, R., CHAPMAN, C. A. Post-logging recovery time is longer than expected in an East African tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 855-864, 2011.
- BURIVALOVA, Z., SEKERCIOGLU, Ç. H., KOH, L.P. Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. **Current biology**, v. 24, n. 16, p. 1893-1898, 2014.
- CARREÑO-ROCABADO, G., PEÑA-CLAROS, M., BONGERS, F., ALARCÓN, A., LICONA, J.-C., POORTER, L. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 6, p. 1453-1463, 2012.
- CARVALHO, J. O. P. **Structure and dynamics of logged over Brazilian Amazonian rain forest**. 1992. 215 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) University of Oxford, Oxford, 1992.
- CARVALHO, J. O. P., SILVA, J. N. M., LOPES, J. D. C. A. Growth rate of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 2, p. 209-217, 2004.

- CASTRO, T. C., CARVALHO, J. O. P., GOMES, J. M. O tamanho da clareira não influencia no comportamento de mudas de *Manilkara elata* plantadas após a colheita da madeira. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 56, n. 2, p. 120-124, 2013.
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.
- COSTA, D. H. M., SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P. Crescimento de árvores em uma área de terra firme na Floresta Nacional do Tapajós após a colheita de madeira. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 50, n. 1, p. 63-76, 2008.
- DARRIGO, M. R., VENTICINQUE, E. M., SANTOS, F. A. M. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 52-59, 2016.
- DAUBER, E., FREDERICKSEN, T. S., PEÑA-CLAROS, M. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 214, n. 1-3, p. 294-304, 2005.
- DE AVILA, A. L., SCHWARTZ, G., RUSCHEL, A. R., LOPES, J. C., SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P., BAUHUS, J. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 225-235, 2017.
- DE GRAAF, N. R., POELS, R. L. H., VAN ROMPAEY, R. S. A. R. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. **Forest Ecology and Management**, v. 124, p. 123-135, 1999.
- DIONISIO, L. F. S., SCHWARTZ, G., LOPES, J. C., SANTOS, G. G. A., OLIVEIRA, F. A. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 1-7, 2017.
- DUAH-GYAMFI, A., SWAINE, E. K., ADAM, K. A., PINARD, M. A., SWAINE, M. D. Can harvesting for timber in tropical forest enhance timber tree regeneration? **Forest Ecology and Management**, v. 314, p. 26-37, 2014.
- GOURLET-FLEURY, S., MORTIER, F., FAYOLLE, A., BAYA, F., OUÉDRAOGO, D., BÉNÉDET, F., PICARD, N. Tropical forest recovery from logging: a 24 years silvicultural

experiment from Central Africa. **Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences**, v. 368, n. 1625, p. 20120302, 2013.

HAWTHORNE, W. D., SHEIL, D., AGYEMAN, V. K., ABU JUAM, M., MARSHALL, C. A. M. Logging scars in Ghanaian high forest: Towards improved models for sustainable production. **Forest Ecology and Management**, v. 271, p. 27-36, 2012.

HERAULT, B., OUALLET, J., BLANC, L., WAGNER, F., BARALOTO, C. Growth responses of neotropical trees to logging gaps. **Journal of applied ecology**, v. 47, n. 4, p. 821-831, 2010.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2012.

ITTO (International Tropical Timber Organization). Annual Review and Assessment of the World Timber Situation (Yokohama: ITTO), 2012.

JARDIM, F. C. S. Natural regeneration in tropical forests. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 58, n. 1, p. 105-113, 2015.

LOPES, J. C. A., JENNINGS, S. B., MATNI, N. M. Planting mahogany in canopy gaps created by commercial harvesting. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 2, p. 300-307, 2008.

MACPHERSON, A. J., CARTER, D. R., SCHULZE, M. D., VIDAL, E., LENTINI, M. W. The sustainability of timber production from Eastern Amazonian forests. **Land Use Policy** v. 29, n. 2, p. 339-350, 2012.

MARCHESINI, V. A., Sala, O. E., Austin, A. T. Ecological consequences of a massive flowering event of bamboo (*Chusquea culeou*) in a temperate forest of Patagonia, Argentina. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 3, p. 424-432, 2009.

PARK, A., JUSTINIANO, M. J., FREDERICKSEN, T. S. Natural regeneration and environmental relationships of tree species in logging gaps in a Bolivian tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 217, n. 2-3, p. 147-157, 2005.

PEÑA-CLAROS, M., FREDERICKSEN, T. S., ALARCÓN, A., BLATE, G. M., CHOQUE, U., LEAÑO, C., LICONA, J. C., MOSTACEDO, B., PARIONA, W., VILLEGAS, Z., PUTZ, F. E. Beyond reduced-impact logging: silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1458-1467, 2008a.

PEÑA-CLAROS, M., PETERS, E. M., JUSTINIANO, M. J., BONGERS, F. J. J. M., BLATE, G. M., FREDERICKSEN, T. S., PUTZ, F. E. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3-4, p. 1283-1293, 2008b.

PINTO, A. C. M., SOUZA, A. L., SOUZA, A. P., MACHADO, C. C., MINETTE, L. J., VALE, A. B. Análise de danos de colheita de madeira em Floresta Tropical Úmida sob regime de manejo florestal sustentado na Amazônia Ocidental. **Revista Árvore**, v. 26, n. 4, p. 459-466, 2002.

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. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conservation Letters**, v. 5, n. 4, p. 296-303, 2012.

ROCHA, E. S., BARROS, P. L.C., MACIEL, M. N., ERLER, J. Avaliação de um sistema operacional de exploração florestal utilizado na Amazônia. **Revista Ciências Agrárias**, v. 47, n. 1, p. 59-70, 2007.

RODRIGUES, T. E., SILVA, R. C., SILVA, J. M. L., OLIVEIRA JÚNIOR, R. C., GAMA, J. R. N. F., VALENTE, M. A. **Caracterização e classificação dos solos do município de Paragominas, estado do Pará**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental. Documentos 162, p. 51, 2003.

SABOGAL, C., POKORNY, B., SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P., ZWEEDE, J., PUERTA, R. **Diretrizes técnicas de manejo para produção madeireira mecanizada em florestas de terra firme na Amazônia brasileira**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2009. 217 p.

SCHWARTZ, G., FALKOWSKI, V., PEÑA-CLAROS, M. Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: Short-term responses after reduced-impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 97-103, 2017a.

SCHWARTZ, G., LOPES, J. C. A. Loggin in the Brazilian Amazon forest: the chALLENGes of reaching sustainable future cutting cycles. In: Daniels, J.A. (Ed.), *Advances in Environmental Research*. Nova Publishers, New York, pp. 113–138, 2015.

SCHWARTZ, G., LOPES, J. C., KANASHIRO, M., MOHREN, G. M., PEÑA-CLAROS, M. Disturbance Level Determines the Regeneration of Commercial Tree Species in the Eastern Amazon. **Biotropica**, v. 46, n. 2, p. 148-156, 2014.

SCHWARTZ, G., PEÑA-CLAROS, M., LOPES, J. C. A., MOHREN, G. M. J., KANASHIRO, M. Mid-term effects of reduced-impact logging on the regeneration of seven tree commercial species in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 274, p. 116-125, 2012.

SCHWARTZ, G., PEREIRA, P. C., SIVIERO, M. A., PEREIRA, J. F., RUSCHEL, A. R., YARED, J. A. 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**, v. 390, p. 166-172, 2017b.

SEMAS, Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade. Instrução Normativa Nº 5, de 10 de setembro de 2015.

SHEIL, D., BURSLEM, D. F. R. P., ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality-rate measures. **Journal of Ecology**, v. 83, n. 2, p. 331–333, 1995.

SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, v. 84, n. 1, p. 91-100, 1996.

SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P., LOPES, J. C. A. Um sistema silvicultural policíclico para produção sustentada de madeira na Amazônia brasileira. In: Simpósio Silvicultura na Amazônia Oriental: Contribuições do Projeto Embrapa/DFID. Belém: Embrapa-CPATU. Documentos, v. 123, p. 180-185, 1999.

SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P., LOPES, J. C. A., ALMEIDA, B. F., COSTA, D. H. M., OLIVEIRA, L. C., VANCLAY, J. K., SKOVSGAARD, J. P. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest Ecology and Management**, v. 71, n. 3, p. 267-274, 1995.

SILVA, P. H. D., GOMIDE, L. R., FIGUEIREDO, E. O., CARVALHO, L. M. T. D., FERRAZ-FILHO, A. C. Optimal selective logging regime and log landing location models: a case study in the Amazon forest. **Acta Amazonica**, v. 48, n. 1, p. 18-27, 2018.

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

SOUZA, D. V., CARVALHO, J. O. P., MENDES, F. S., MELO, L. O., SILVA, J. N. M., JARDIM, F. C. S. Crescimento de espécies arbóreas em uma floresta natural de terra firme após a colheita de madeira e tratamentos silviculturais, no município de Paragominas, Pará, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 4, p. 873–883, 2015.

SWAINE, M. D. Population dynamics of a moist tropical forest at Kade, Ghana. In: ATELIER SUR L'AMÉNAGEMENT ET LA CONSERVATION DE L'ÉCOSYSTÈME FORESTIER TROPICAL HUMIDE Cayenne. Actes...Cayenne, p. 40-60, 1990.

VALLE, D., PHILLIPS, P., VIDAL, E., SCHULZE, M., GROGAN, J., SALES, M., GARDINGEN, P. 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**, v. 243, n. 2-3, p. 187-198, 2007.

VAN GARDINGEN, P. R., VALLE, D., THOMPSON, I. Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajós National Forest, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 231, n. 1-3, p. 184-195, 2006.

VAN RHEENEN, H. M. P. J. P., BOOT, R. G. A., WERGER, M. J. A., ULLOA, M. U. Regeneration of timber trees in a logged tropical forest in North Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 200, n. 1-3, p. 39-48, 2004.

VATRAZ, S., CARVALHO, J. O. P., SILVA, J. N. M., CASTRO, T. C. Efeito da exploração de impacto reduzido na dinâmica do crescimento de uma floresta natural. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 109, p. 261–271, 2016.

VILLEGAS, Z., PEÑA-CLAROS, M., MOSTACEDO, B., ALARCÓN, A., LICONA, J. C., LEAÑO, C., CHOQUE, U. Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 6, p. 971-977, 2009.

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

WHITMORE, T. C. Changes over twenty-one years in the Kolombangara rain forests. **Journal of Ecology**, v.77, n. 2, p. 469-483, 1989b.

Apêndice

Tabela 1. Lista das 49 espécies colhidas em 2002 e remeidas em 2015, na fazenda Rio Capim, PA, Brasil.

Species	Grupo ecológico	#Densidade (ha ⁻¹) ^a	#Densidade (ha ⁻¹) ^b	Área basal (m ² ha ⁻¹) ^a	Área basal (m ² ha ⁻¹) ^b
<i>Manilkara elata</i>	TS	3,75	1,04	17.360	0,5987
<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	DL	0,91	0,51	0,3764	0,3054
<i>Protium subseratum</i>	TS	0,67	0,33	0,1935	0,1872
<i>Caryocar glabrum</i>	DL	0,43	0,34	0,2998	0,2851
<i>Laetia procera</i>	PI	0,42	0,23	0,111	0,0720
<i>Sclerolobium paraense</i>	DL	0,42	0,12	0,1388	0,0703
<i>Parkia gigantocarpa</i>	DL	0,36	0,05	0,2201	0,0665
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i>	TS	0,34	0,19	0,0871	0,0918
<i>Nectandra cuspidata</i>	TS	0,34	0,19	0,1068	0,0997
<i>Sterculia speciosa</i>	DL	0,31	0,17	0,0891	0,1353
<i>Couratari guianensis</i>	TS	0,3	0,14	0,1269	0,0822
<i>Lecythis pisonis</i>	DL	0,3	0,22	0,171	0,1845
<i>Hymenaea courbaril</i>	TS	0,24	0,09	0,0933	0,0450
<i>Astronium lecointei</i>	DL	0,23	0,02	0,1311	0,0298
<i>Chrysophyllum venezuelanense</i>	TS	0,21	0,11	0,0934	0,0568
<i>Helicostylis pedunculata</i>	TS	0,2	0,10	0,0711	0,0425
<i>Cordia sagotii</i>	DL	0,19	0,04	0,0616	0,0123
<i>Terminalia amazonica</i>	DL	0,18	0,13	0,0917	0,0852
<i>Ocotea opifera</i>	TS	0,17	0,06	0,0805	0,0341
<i>Brosimum parinarioides</i>	TS	0,16	0,05	0,0758	0,0188
<i>Goupia glabra</i>	PI	0,16	0,10	0,0927	0,0791
<i>Virola melinonii</i>	TS	0,15	0,09	0,0385	0,0398
<i>Licaria rigida</i>	TS	0,14	0,07	0,0506	0,0466
<i>Ocotea sp,1</i>	TS	0,13	0,05	0,0588	0,0357
<i>Jacaranda copaia</i>	PI	0,12	0,04	0,0358	0,0274
<i>Parkia multijuga</i>	DL	0,12	0,06	0,0736	0,0713
<i>Anacardium giganteum</i>	DL	0,11	0,08	0,0502	0,0456
<i>Parkia pendula</i>	DL	0,11	0,04	0,1046	0,0342
<i>Trattinnickia rhoifolia</i>	PI	0,11	0,01	0,0626	0,0036
<i>Qualea lancifolia</i>	DL	0,1	0,07	0,0722	0,0613
<i>Copaifera duckei</i>	DL	0,09	0,02	0,0369	0,0081
<i>Endopleura uchi</i>	TS	0,09	0,04	0,0279	0,0197
<i>Ormosia excelsa</i>	DL	0,09	0,04	0,0298	0,0165
<i>Ceiba pentandra</i>	DL	0,08	0,01	0,0326	0,0101
<i>Dipteryx odorata</i>	PI	0,07	0,01	0,0418	0,0033
<i>Bagassa guianensis</i>	PI	0,06	0,02	0,0366	0,0096
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	DL	0,06	0,02	0,0218	0,0164
<i>Ocotea rubra</i>	TS	0,06	0,01	0,0311	0,0060

<i>Peltogyne excelsa</i>	DL	0,06	0,03	0,0252	0,0154
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	DL	0,05	0,02	0,0438	0,0213
<i>Vatairea paraensis</i>	DL	0,05	0,04	0,0152	0,0210
<i>Schefflera morototoni</i>	PI	0,04	0,02	0,0115	0,0137
<i>Cedrella odorata</i>	DL	0,03	0,00	0,0306	0,0000
<i>Hymenolobium nitidum</i>	DL	0,02	0,01	0,0249	0,0078
<i>Capirona huberiana</i>	DL	0,01	0,00	0,0035	0,0000
<i>Diplostropis martiusii</i>	DL	0,01	0,00	0,0059	0,0000
<i>Ocotea neesiana</i>	TS	0,01	0,00	0,0020	0,0000
<i>Platymiscium duckei</i>	DL	0,01	0,00	0,0021	0,0000
<i>Zygia racemosa</i>	DL	0,01	0,00	0,0029	0,0000

^a Pré-colheita.

^b Inventário 2015.

PI = Pioneiras

TS = Tolerantes a sombra

DL = Demandantes de luz