INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS

REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA ÁREA MANEJADA NA FLORESTA ESTADUAL DO ANTIMARY, ESTADO DO ACRE

MANAUS-AM

AGOSTO/2017

ANELENA LIMA DE CARVALHO

REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA ÁREA MANEJADA NA FLORESTA ESTADUAL DO ANTIMARY, ESTADO DO ACRE

Tese apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor(a) em Ciências de Florestas Tropicais.

Orientador: Niro Higuchi

Coorientador: Marcus Vinício Neves d'Oliveira

MANAUS-AM

AGOSTO/2017

C331 Carvalho, Anelena Lima de

Regeneração de uma área manejada na Floresta Estadual do Antimary, /Anelena Lima de Carvalho . --- Manaus: [s.n.], 2017.
80 f.: il.

Tese (Doutorado) --- INPA, Manaus, 2017.
Orientador: Niro Higuchi
Coorientador: Marcus Vinício Neves d'Oliveira
Área de concentração: Ciências de Florestas Tropicais

1. Manejo Florestal . 2. Exploração Florestal . 3. Regeneração Natural . I. Título.

CDD 634.956

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS

DEFESA PÚBLICA TESE / PPG-CFT - INPA

Ata da Defesa Pública da Tese de Doutorado de **ANELENA LIMA DE CARVALHO,** aluno (a) do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS - CFT, realizada no dia 30 de agosto de 2017.

Aos trinta dias do mês de agosto de 2017, às 14h30, na Sala de Aula do CFT, Campus III, INPA-V8, realizou-se a Defesa Pública da Tese de Doutorado intitulada: "REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA ÁREA MANEJADA NA FLORESTA ESTADUAL DO ANTIMARY, ESTADO DO ACRE", em conformidade com o Artigo 68 do Regimento Interno do PPG-CFT e Artigo 52 do Regimento Geral da Pós-Graduação do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (MCTI-INPA) como parte final de seu trabalho para a obtenção do título de **DOUTOR (A) EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS.** A Banca Examinadora foi constituída pelos seguintes professores doutores: **ISOLDE DOROTHEA KOSSMANN SILVA FERRAZ (INPA), JOSÉ LUIS CAMPANA CAMARGO (INPA), MOACIR ALBERTO ASSIS CAMPOS (INPA), ADRIANO JOSÉ NOGUEIRA LIMA (INPA), IRVING FOSTER BROWN** (UFAC). O (a) Presidente da Banca Examinadora, Dr (a) Niro Higuchi (Orientador (a)), deu início à sessão convidando os senhores membros e o (a) doutorando (a) a tomarem seus lugares e informou sobre os procedimentos a serem observados para o prosseguimento do exame. A palavra foi, então, facultada ao(à) Doutorando(a) que apresentou uma síntese do seu estudo e respondeu às perguntas formuladas pelos membros da Banca Examinadora. Depois da apresentação e arguição, a referida Banca Examinadora se reuniu e decidiu por APROVAR UNANIMIDADE.

A sessão foi encerrada às 17h32 e, para constar eu, Ana Serra, Assistente em C&T do PPG-CFT lavrei a presente Ata, que depois de lida e aprovada foi assinada pelo Presidente e membros da Banca Examinadora.

Banca Examinadora:

Dr(a) ISOLDE DOROTHEA K. FERRAZ	[X] Aprovado (a)	[ ] Reprovado (a)	
Dr(a) JOSÉ LUIS CAMPANA CAMARGO	[X] Aprovado (a)	[ ] Reprovado (a)	
Dr(a) MOACIR ALBERTO ASSIS CAMPOS	[X] Aprovado (a)	[ ] Reprovado (a)	
Dr(a) ADRIANO JOSÉ NOGUEIRA LIMA	[X] Aprovado (a)	[ ] Reprovado (a)	
Dr(a) IRVING FOSTER BROWN	[X] Aprovado (a)	[ ] Reprovado (a)	

Dr. Niro Higuchi
Presidente da Banca/Orientador

Dr. *José Francisco de C. Gonçalves*
Coordenador do PPGCFT

DEDICATÓRIA

Dedico esta, como todas as minhas demais conquistas, aos meus amados pais Maria do Carmo e Josué Carvalho.

AGRADECIMENTOS

Ao Inpa e ao Programa de Pós Graduação em Ciência de Florestas Tropicais pela oportunidade e oferta do Doutorado Interinstitucional – DINTER.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa de doutorado concedida, pelo financiamento do Programa de Doutorado Interinstitucional (N. 459/2013) ao qual fiz parte e o projeto de pesquisa Pró-Integração (N. 3172/2013).

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pela bolsa de doutorado sanduíche.

À Embrapa Acre, por disponibilizar todo apoio técnico e logístico necessários para a execução do projeto.

À Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA) responsável pela gestão da Floresta Estadual do Antimary pela autorização e apoio logístico para realização das atividades.

Aos meus orientadores Dr. Marcus Vinícius Neves d'Oliveira e Dr. Niro Higuchi pela oportunidade, orientação, apoio e grande contribuição em minha carreira profissional.

A toda equipe do acampamento base da Floresta Estadual do Antimary: Daucineide, André, Manoel, Dona Dora, Audicléia, Maria e Mariazinha por todo suporte e acolhida durante todo período de coleta de campo.

À equipe de campo da Embrapa Acre, principalmente Airton Farias, Aldecir, Freire e Paulo pelo bonito trabalho que realizam com muita dedicação e entusiasmo.

Ao laboratório de solos da Embrapa Acre nas pessoas do Dr. Falberni, Dr. Valdomiro, Luciélio e Pedrinho pelo apoio com as análises e orientações.

Ao Prof. Dr. Francis E. Putz e toda sua equipe do Putz's Lab (Dra. Claudia Romero, Dr. Thales West, Dr. J. Ruslandi, Hermudananto, Anand Roopsind, Ana Carolina Fiorini, Dario Britez e Milton Diaz) pela maravilhosa acolhida e grandes ensinamentos na University of Florida durante o período sanduíche.

À coordenação do programa Dinter – PPG CFT nas pessoas do Dr. Ary Vieira e Dr. Evandro Ferreira pelo apoio e dedicação desde a elaboração da proposta que tornou possível a realização deste doutorado.

Ao coordenador do PPG-CFT Dr. José Francisco Carvalho e sua equipe por toda dedicação, empenho e organização com que realiza seu trabalho.

A todos os professores do PPG-CFT, PPG-ECO e University of Florida por compartilharem seu conhecimento.

Ao pesquisador Luís Claudio – Embrapa-AC por toda colaboração na parte estatística e incentivo para desenvolvimento da tese.

Aos professores Dr. Fabrício Baccaro – UFAM e Dr. Eduardo Venticinque (Dadão) – UFRN pelos conselhos e ensinamentos da parte estatística mesmo a distância.

Aos amigos em especial Francisco Pacheco Junior, Marcelo Pinto, Marcela Magalhães e Débora Gouveia por todo apoio e principalmente pela preciosa acolhida em Manaus durante as disciplinas.

À amiga doutoranda Quétila Barros por todo companheirismo nas coletas de dados, além de todo incentivo e ajuda nos momentos de minha ausência para que tudo caminhasse bem.

Às amigas Raquel Medeiros e Thaís Lima por todo incentivo e colaboração com as revisões da tese.

Aos amigos Joanna Tucker e Evandro Lima por todo apoio e bons momentos em Gainesville – FL.

Ao nobre colega Leilson Ferreira com a ajuda na coleta de dados na FEA.

Aos colegas de turma Nara Pantoja, Willian Flores, Ricardo Rivanello, Sonaira Souza, Elsa Mendonza, Gleisson Nascimento e Pedro Ferraz por compartilharem as dúvidas e anseios dessa caminhada.

Aos meus pais Josué e Maria do Carmo, meu esposo Ney Araújo, minhas tias Rosária e Francisca e toda minha família, por todo apoio, dedicação e amor, sem os quais eu não teria conseguido chegar até aqui.

“*Nesses tempos de céus de cinzas e chumbos, nós precisamos de árvores desesperadamente verdes*.”

- Mário Quintana

RESUMO

Embora nos últimos anos o manejo florestal sustentável venha se tornando um consenso ainda existem muitos questionamentos sobre a sua sustentabilidade. O manejo florestal pode gerar efeitos de curto e longo prazo que vão desde mudanças no microclima da floresta, compactação do solo e erosão até mudanças na composição florística. Mas por outro lado as áreas perturbadas pela exploração florestal podem ser um importante microsítio para espécies de valor comercial intolerantes à sombra. Para entender melhor como a floresta responde a esta atividade este estudo teve como objetivo a avaliar os efeitos da exploração florestal na regeneração natural de espécies arbóreas considerando diferentes níveis de perturbação ao longo de uma cronossequência de áreas exploradas na Floresta Estadual Antimary, Estado do Acre - Brasil. A regeneração natural foi estudada por meio de parcelas estabelecidas em Unidades de Produção Anual (UPA) com um, quatro e oito anos de exploração florestal considerando os diferentes níveis de impactos gerados pela exploração florestal. Onde foi considerada regeneração natural todos os indivíduos arbóreos com altura mínima de 50 cm até 10 cm de diâmetro a altura do peito (DAP). Todos os indivíduos dentro destes critérios foram marcados, identificados e medidos. Áreas não afetadas diretamente pela exploração florestal foram utilizadas como controle. Foram também coletados dados de abertura do dossel e amostras de solos para análises de características física dos solos. Quantificamos a área perturbada pela exploração florestal e a frequência e distribuição de clareiras utilizando dados LiDAR. A densidade da regeneração natural não variou entre os diferentes níveis de perturbação ($p \geq 0,08$). As espécies pioneiras apresentaram uma densidade relativa alta nos ambientes com alta perturbação para todos os anos analisados ($p < 0,001$). Apenas as áreas com ano apresentaram diferenças significativas na diversidade florística para todos os níveis de perturbação (p=0,022). Oito anos após a exploração a diversidade foi menor apenas nos ambientes com alta perturbação ($p < 0,001$). As taxas de mortalidade e crescimento foram elevadas nos ambientes com nível de perturbação alta três anos após a exploração ($p \leq 0,001$). Enquanto as taxas de recrutamento não variaram ($p > 0,46$). Após quatro anos da exploração a abertura do dossel não ultrapassou 10% e as áreas não apresentam diferenças significativas ($p \geq 0,69$). Embora tenham sido observadas diferenças na densidade aparente do solo nos anos iniciais essas diferenças não estavam presentes oito anos após exploração ($p > 0,50$). O percentual de área diretamente afetada pela exploração florestal variou de 7.0 a 8.6% onde as clareiras das árvores abatidas representam o maior percentual de perturbação (3,0 – 3,7 %). Não foram encontradas diferenças significativas na frequência e distribuição de clareiras antes e depois da exploração ($p = 0,25$) e entre UPA ($p = 0,25$). Os resultados demostraram que os distúrbios produzidos pela exploração florestal foram temporários, onde depois de oito anos boa parte das características avaliadas, como densidade de plântulas, composição florística, condições físicas do solo e abertura do dossel, retornaram ao estado anterior.

Palavras-chave: Amazônia; Exploração Florestal; Floresta Tropical; Manejo Florestal Sustentável; Dinâmica Florestal.

ABSTRACT

Although sustainable forest management has become a consensus in recent years, many issues regarding its sustainability are still present. Forest management can generate short-term and long-term effects, ranging from changes in forest microclimate, soil compaction and erosion to changes in floristic composition. On the other hand, areas impacted by logging can be an important microsite for shade-intolerant, commercially valuable, species. To better understand how the forest responds to this activity, the present study aimed to evaluate logging effects on the natural regeneration of tree species considering different levels of disturbance along a chronosequence of areas logged in the Antimary State Forest, in the state of Acre - Brazil. Natural regeneration was evaluated through plots established in Annual Production Unit (APU), one, four and eight years since logging, considering the different levels of impacts generated by this activity, where natural regeneration comprised all tree individuals with a minimum height of 50 cm and 10 cm of diameter at breast height (DBH). Areas not directly affected by logging were used as controls. Canopy opening data and soil data were also collected obtained for the analysis of light availability and soil physical characteristics. The areas disturbed by logging and the frequency and distribution of gaps were quantified using LiDAR data. No significant differences were observed regarding total natural regeneration density at different disturbance levels for all analyzed ages ($p \geq 0.08$). Pioneer species displayed a high relative density in environments with high disturbance levels, for all analyzed years ($p < 0.001$). The floristic composition in areas one year since logging was different from forest areas not directly affected by this activity ($p = 0.022$). Eight years after logging, species diversity differed only in environments with high disturbance ($p = 0.00$). Three years after logging, the mortality rate was higher in environments displaying a high level of disturbance ($p < 0.001$), which was also observed for growth rates ($p < 0.001$). However, no significant differences were observed in recruitment rates in areas displaying different levels of disturbance ($p > 0.46$). Four years after logging, the canopy openness did not exceed 10% and the areas did not present significant differences ($p \geq 0{,}69$). Although differences in soil bulk density were observed in the early years, these differences disappeared since eight years of logging ($p > 0.50$). The area percentages directly affected by logging ranged from 7.0 to 8.6%, while felling gaps represented the highest percentage of disturbance (3.0 - 3.7%). No significant differences in the frequency and distribution of gaps before and after logging ($p = 0.25$) and among APU ($p = 0.25$) were observed. Results indicate that the disturbances produced by logging were temporary, and that, after eight years, a good part of the evaluated characteristics, such as seedling density, floristic composition, soil physical conditions and canopy opening, returned to their previous stage.

Key-words: *Amazon; Logging; Tropical forestry; Sustainable forest management; Forest dynamics;*

Sumário

RESUMO 3
1. INTRODUÇÃO 14
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 17
2.1. Manejo florestal sustentável 17
2.2. Efeitos da exploração sobre a floresta 18
2.3. Sucessão florestal 21
2.4. Regeneração natural 23
3. OBJETIVO 27
2.1. Objetivos Específicos 27
4. Material e métodos 28
4.1. Área de estudo 28
4.2. Coleta dos Dados 30
4.3. Manipulação e análise de dados 34
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 48
6. CONCLUSÃO 66
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 68

Lista de tabelas

Tabela 1. Descrição da exploração florestal para cada UPA estudada. 31
Tabela 2. Descrição da aquisição de dados LiDAR. 34
Tabela 3. Lista de espécies pioneiras selecionadas para análise dos grupos ecológicos. 35
Tabela 4. Lista de espécies não pioneiras selecionadas para análise dos grupos ecológicos. . 36
Tabela 5. Índices de diversidade de espécies nos diferentes níveis de perturbação e floresta não afetada diretamente (F.N.D.A) presentes na área de estudo. 52
Tabela 6. Granulometria das três UPAs estudadas na Floresta Estadual do Antimary. 59
Tabela 7. Áreas afetadas diretamente pela exploração florestal estimadas com dados LiDAR em três UPAs com diferentes idades. 62

Lista de figuras

Figura 01 - Localização das três UPAs estudadas na Floresta Estadual do Antimary, Estado do Acre - Brasil 28

Figura 02 - Mapa vegetação da Floresta Estadual do Antimary 29

Figura 03 - Mapa de solos da Floresta Estadual do Antimary 30

Figura 04 - Esquema demonstrando a distribuição dos diferentes ambientes da exploração florestal na Floresta Estadual do Antimary 32

Figura 05. Localização das áreas onde foram realizados sobrevoos do LiDAR nos anos de 2010, 2011 e 2015 na Floresta Estadual do Antimary 33

Figura 06 - Processamento fotografia hemisférica no *Software* GLA 2.0. a) divisão da fotografia de forma radial; b) segmentação da fotografia em bitmap binário 39

Figura 07. Processamento foto hemisférica no software GLA 2.0. 39

Figura 08 - Processamento dos dados LiDAR para classificação das clareiras.....47

Figura 09 - Densidade média da regeneração natural (#/m²; média ± se) em diferentes níveis de perturbação ao longo de oito anos desde a exploração florestal perturbação e floresta não afetada diretamente (F.N.A.D).....48

Figura 10 - Classes de tamanho da regeneração natural nos diferentes níveis de perturbação e floresta não afetada diretamente (F.N.A.D).....49

Figura 11 - Densidade relativa de espécies pioneiras e não pioneiras nos diferentes níveis de perturbação e floresta não afetada diretamente (F.N.A.D) presentes na área de estudo.....50

Figura 12 - Ordenação das espécies florestais da regeneração natural utilizando o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) um, quatro e oito anos após a exploração florestal.....52

Figura 13 - Mortalidade anual da regeneração natural por nível de perturbação na Floresta Estadual do Antimary após dois e três anos da exploração florestal 54

Figura 14 - Recrutamento anual da regeneração natural por nível de perturbação na Floresta Estadual do Antimary após dois e três anos da exploração florestal 56

Figura 15 - Crescimento anual da regeneração natural por nível de perturbação na Floresta Estadual do Antimary após dois e três anos da exploração florestal 57

Figura 16 - Abertura do dossel para os diferentes níveis de perturbação e floresta não afetada diretamente (F.N.D.A) até oito anos após a exploração florestal na Floresta Estadual do Antimary.....58

Figura 17 - Densidade aparente do solo para três profundidades e diferentes níveis de perturbação até oito anos após a exploração florestal.....60

Figura 18 - Resistência do solo a penetração na profundidade de 0-40 cm ao longo de oito anos desde a exploração florestal na Floresta Estadual do Antimary.....61

Figura 19 - Frequência de tamanhos de clareiras antes e depois da Exploração Florestal em uma UPA (Unidade de produção anual) localizada na Floresta Estadual do Antimary, Acre...63

Figura 20 - Frequência de tamanhos de clareiras em duas UPAs exploradas na Floresta Estadual do Antimary.....64

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais estão na vanguarda das preocupações com a conservação (Slik *et al*., 2015), uma vez que, as mudanças induzidas pelo homem têm levado a uma ampla perda de biodiversidade em todo o planeta (Gibson *et al*., 2013). Entre os principais fatores podemos citar o desmatamento e a degradação que são responsáveis por 15% das emissões de origem antropogênicas nas regiões tropicais (Sist *et al*., 2014). Tais emissões são ocasionadas principalmente pelas atividades de uso da terra como a agricultura, a pecuária, a produção de óleo de palma e a exploração convencional de madeira (Damien *et al*., 2017; Foley, 2005; Nepstad *et al*., 2008; Putz e Romero, 2015). Diante desta situação o manejo florestal sustentável (MFS) representa um "meio termo" entre o desmatamento e a proteção total das florestas tropicais (Putz *et al*., 2012). Pois, considerando a manutenção da biodiversidade, diminuição da perda de carbono, entre outros valores ambientais das florestas, o MFS se apresenta mais efetivo que outros tipos de uso da terra (Putz e Romero, 2014).

Apesar de alguns autores defenderem que a exploração florestal seja uma das intervenções humanas mais destrutivas depois do corte raso, alterando significativamente o microclima e deixando a floresta susceptível a distúrbios naturais como ventos e fogo (Cochrane, 2003), muitas são as evidências que a exploração florestal utilizando técnicas de impacto reduzido não tem efeitos negativos sobre a fauna, sobre as funções dos ecossistemas e os serviços ambientais (Edwards *et al*., 2014). Embora, permaneça a preocupação de reduzir os impactos da exploração florestal, existe um debate se os impactos produzidos são suficientes para garantir a sustentabilidade do manejo, o que inclui a manutenção da produtividade da floresta e a regeneração de espécies comerciais (Fredericksen and Putz, 2003). Desta forma os manejadores precisam encontrar um equilíbrio entre a preservação e produtividade da floresta para garantir o sucesso do manejo florestal sustentável e a conservação das espécies florestais (d'oliveira; Ribas, 2011).

Perturbações causadas pela exploração florestal podem afetar a regeneração natural de espécies florestais de diferentes formas (Darrigo *et al*.,

2016). A exploração florestal cria uma variedade de microambientes que são importantes para a regeneração de espécies, principalmente, as intolerantes à sombra (Fredericksen e Pariona, 2002). E esses microambientes criados com a instalação das infraestruturas, com a queda das árvores e a movimentação de máquinas, variam na sua intensidade desde altos níveis de abertura do dossel e compactação do solo até ambientes similares a clareiras naturais (Schwartz *et al*., 2017). Essa heterogeneidade de microambientes reflete principalmente na disponibilidade de luz e condições do solo que estão entre as principais características ambientais fundamentais para a regeneração natural (Fredericksen e Mostacedo, 2000). Essas diferenças na disponibilidade de luz podem interferir na composição de espécies encontrada em cada ambiente. Além disso, as variações nas condições ambientais, como compactação do solo, interferem nas chances de sobrevivência e consequente estabelecimento de mudas de espécies arbóreas (Hattori *et al*., 2013).

Quantificar e monitorar esses impactos continua a ser um grande desafio, particularmente em áreas remotas e com grandes extensões (Andersen *et al.*, 2014; d'Oliveira *et al*., 2012) como é o caso da maioria das áreas submetidas ao manejo florestal na Amazônia brasileira. Diferente do corte raso e desmatamento, a detecção e quantificação dos impactos causados pela exploração florestal são difíceis com a utilização apenas de imagens de satélites por possuírem apenas duas dimensões (Ellis *et al*., 2016). A utilização de tecnologias como o LiDAR (Light Detection and Ranging) aerotransportado aliadas a levantamentos de campo permitem medições precisas da estrutura e mudanças da floresta, proporcionando oportunidades para caracterizar a dinâmica dos ecossistemas florestais em paisagens (Asner *et al*., 2013). Por ser um sensor ativo, os recursos tridimensionais do LiDAR aerotransportado fornecem uma solução para o problema dos sensores passivos de não detectar os impactos no sub-bosque (Ellis *et al*., 2016). Quantificar os efeitos da exploração no dossel e no solo pode ser útil para a compreensão dos efeitos dessas práticas no microclima e na regeneração da floresta (Asner *et al*., 2005; Pereira *et al*., 2002). Visto que as taxas de regeneração da floresta podem estar ligadas ao tamanho, ao número e ao arranjo espacial das clareiras do dossel após a exploração (Pinard *et al*., 2000).

Como os próximos ciclos de corte dependem da disponibilidade de estoque residual, a regeneração de espécies florestais é crucial para garantir a sustentabilidade da atividade (Fredericksen e Mostacedo, 2000; Schwartz *et al.*, 2013). Embora a maioria dos estudos sobre o efeito da exploração florestal tenha focado nos indivíduos acima de 10 cm de DAP (Jackson *et al*., 2002), são necessários estudos para avaliar e monitorar o efeito na regeneração natural (indivíduos < 10cm de DAP), para desta forma determinar a necessidade de intervenções silviculturais (Schwartz *et al*., 2014). Portanto, melhorar o conhecimento sobre estratégias de regeneração de diferentes espécies florestais é importante para avaliar os efeitos a longo prazo das alterações de origem antrópica na dinâmica da floresta (Darrigo *et al*., 2016). Por meio do estudo da regeneração natural são obtidas informações sobre autoecologia, estádio sucessional, efeitos da exploração florestal, entre outras informações importantes que norteiam as intervenções silviculturais previstas nos planos de manejo (Higuchi *et al*., 1985).

O estudo do comportamento da regeneração natural é fundamental para a continuidade da utilização das florestas em bases ecologicamente sustentáveis. Diante disto a presente tese tem como objetivo verificar os efeitos da exploração florestal na regeneração natural de espécies florestais considerando os diferentes níveis de perturbação produzidos. Para alcançar tal objetivo foram analisadas a estrutura e a composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas, além das características físicas do solo e abertura do dossel, na Floresta Estadual do Antimary em áreas exploradas nos anos de 2007, 2010 e 2013. Onde abordamos a seguinte pergunta: os distúrbios produzidos pela exploração florestal são suficientes para viabilizar a regeneração natural de espécies florestais visando à garantia de estoques futuros?

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Manejo florestal sustentável

O Manejo Florestal Sustentável (MFS) tem como objetivo garantir o fluxo de bens e serviços e manter os processos florestais intactos, salvaguardando o conjunto de espécies funcionais que fornecem esses bens e serviços (Sist *et al*., 2015). O manejo florestal sustentável é definido pela ITTO (International Tropical Timber Organization) como o processo de manejar a floresta para atingir um ou mais objetivos claramente especificados, no que se refere à produção de fluxo contínuo de produtos e serviços florestais desejados, sem a redução de seus valores inerentes e produtividade futura e sem efeitos indesejáveis sobre o ambiente físico e social. A FAO sugeriu que a SMF se refere à "aplicação de práticas de manejo florestal com o objetivo primário de manter níveis constantes de estoques de carbono ao longo do tempo" (FAO, 2010). Embora, existam várias definições, os objetivos de MFS listados por diferentes organizações ainda não exigem explicitamente que a estrutura e a composição de uma floresta sejam mantidas (Zimmerman e Kormos, 2012).

Para Higuchi *et al*. (2005), Manejo Florestal Sustentável é a condução de um povoamento florestal aproveitando o que ele é capaz de produzir, ao longo de um determinado período de tempo, sem comprometer a sua estrutura natural e o seu capital inicial. Sendo este um dos únicos tipos de uso da terra que garante a manutenção da floresta (Braz e Mattos, 2015). Uma alternativa para a conservação da biodiversidade associada ao uso da terra (Putz *et al*., 2001).

Apenas na segunda metade do século XIX começou-se a pensarem manejo florestal nos países tropicais. Nesta época foram realizadas as primeiras experiências silviculturais voltadas ao MFS, executadas na Índia e Birmânia (Higuchi, 1994). A tentativa de introduzir técnicas para minimizar os impactos ambientais à floresta remanescente nas práticas de exploração madeireira na Amazônia brasileira tem sido feita por muitos anos. O código florestal brasileiro de 1965 definiu que as florestas primárias da Amazônia só poderiam ser utilizadas através de planos técnicos de manejo (Barreto *et al*., 2005). Apesar dos órgãos fiscalizadores definirem normas mínimas de manejo

essas propostas carecem de detalhes, sugestões ou procedimentos técnicos que direcionem com maior ênfase o manejo de florestas tropicais para sua sustentabilidade (Braz e Mattos, 2015).

Segundo a legislação brasileira, que determina as práticas de exploração madeireira em florestas naturais na Amazônia, o diâmetro mínimo de corte (DMC) de cada espécie deve ser definido com base em estudos técnicos e, na ausência destes, poderão ser cortadas árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou superior a 50 cm (Brasil, 2012). Entre outras práticas, a Instrução Normativa nº 05 determina ainda que possa ser explorado até 90% dos indivíduos acima do DMC de uma espécie na área destinada ao manejo em um dado ano. Esta porcentagem pode ainda ser reduzida ou aumentada de acordo com a distribuição diamétrica e outras características ecológicas da espécie em questão (MMA, 2006). Tais informações, contudo, não estão disponíveis para as espécies madeireiras da Amazônia brasileira, com raras exceções (Grogan e Galvao, 2006). O princípio básico do manejo florestal sustentável é a regulação da produção florestal, buscando o equilíbrio entre a extração, a produção florestal e as funções ecológicas do ecossistema florestal. Com o aumento da ação antrópica sobre as florestas constatou-se que as espécies de interesse comercial não regeneravam satisfatoriamente, contrariando a ideia de que as florestas renovavam-se por si só e de maneira perpétua (Pinard *et al*., 2000).

Nos últimos anos muitas inovações tecnológicas vêm sendo implementadas no manejo florestal. Entre estas inovações tecnológicas podemos citar o manejo de precisão para florestas nativas, que utiliza nas operações florestais três tecnologias convergentes, sensoriamento remoto (SR), sistema de informações geográficas (SIG) e sistema de posicionamento global (GPS). Dessa forma é possível fazer um planejamento prévio respeitando as características ambientais do talhão florestal, reduzindo custos e reduzindo os impactos ambientais (Figueiredo *et al*., 2007).

2.2. Efeitos da exploração sobre a floresta

A exploração florestal é um termo utilizado para definir um conjunto de operações, que se inicia com a abertura de acesso à floresta e termina com o

transporte das toras para as unidades de processamento. Essas operações podem afetar vários componentes do ecossistema, resultando em danos como a compactação do solo, erosão e os prejuízos à vegetação, o que modifica o meio físico em diferentes escalas de intensidade (Martins *et al*., 2003). A exploração florestal, segundo (Barreto, Amaral, Vidal, Uhl, 1998), é dividida em três etapas: atividades pré-exploratórias, atividades exploratórias e atividades pós-exploratórias. Na fase pré-exploratória estão incluídas as atividades de planejamento e construção das unidades de trabalho, inventário florestal a 100%, corte de cipós, instalação e inventário de parcelas permanentes, processamento de dados, confecção de mapas, planejamento e construção de infraestrutura (estradas secundárias e pátios). Entre as atividades exploratórias, podemos destacar o corte e o arraste como as atividades mais importantes sendo necessário para sua execução o planejamento de arraste, abertura de trilhas e o arraste das toras para o pátio. As atividades pós-exploratórias incluem atividades como gerenciamento e manutenção da área manejada, o que inclui também a avaliação de danos e monitoramento do crescimento e da regeneração natural através de parcelas permanentes. São previstos também tratamentos silviculturais como plantios de enriquecimento em pátios de estocagem e trilhas de arraste. Espécies como o ipê (*Handroanthus*), o jatobá (*Hymenaeacourbaril*) e a maçaranduba (*Manilkara*) são alguns exemplos usados nos tratamentos silviculturais. Embora com um arraste bem planejado é possível aumentar a produtividade, reduzir custos da produção e reduzir os danos a floresta (Karsten *et al*., 2014).

Na Amazônia brasileira, principalmente no Estado do Pará, até o final da década de 90 eram realizadas explorações florestais sem planejamento que acarretaram numa grande crise ocasionada pela exaustão das florestas naturais da região (Hirai *et al*., 2012). Apenas após a década de 90 algumas empresas começaram a adotar práticas de MFS incluindo técnicas de exploração de impacto reduzido (Sabogal *et al*., 2009). A exploração de impacto reduzido é um conjunto de técnicas aplicadas num sistema silvicultural policíclico para produção de madeira evitando impactos destrutivos sobre as árvores remanescentes a serem colhidas em ciclos de corte futuros (Schwartz *et al*., 2017) o que inclui a implementação de uma série de diretrizes pré e pós-

exploratórias (Putz *et al*., 2001). Entre as práticas que compõem a exploração de impacto reduzido estão incluídos o corte direcionado, mapeamento das árvores exploráveis, dos cursos d'agua e da topografia (Dykstra; Curran, 2000; Pereira *et al*., 2002; Sabogal *et al*., 2009).

Apesar dos grandes avanços e dos esforços realizados as tecnologias seguidas por uma grande parte das empresas geralmente as práticas utilizadas correspondem a práticas convencionais (Sabogal *et al*., 2006). Entre as principais razões pela qual as práticas pobres de impacto reduzido persistem nos trópicos, está o alto custo da atividade, o que inclui principalmente o treinamento e capacitação dos trabalhadores (Putz *et al*., 2001). Embora, nos últimos anos o MFS venha se tornando um consenso, ainda existem muitos questionamentos se o manejo florestal em escala empresarial pode realmente ser sustentável. Estudo realizado por Sist e Ferreira (2007) mostrou que as técnicas de manejo florestal utilizadas na Amazônia não são suficientes para alcançar a sustentabilidade do manejo e se faz necessária a utilização de sistemas silviculturais mais sofisticados.

Os distúrbios causados pelas operações de exploração florestal variam em tamanho (cobertura espacial) e intensidade, e vão desde distúrbios maiores como os pátios para distúrbios relativamente menores como os das clareiras das árvores abatidas (Schwartz *et al*., 2014). A construção de estradas e pátios implica que qualquer material lenhoso é removido antes da construção e, além disso, as estradas são muitas vezes pavimentadas com piçarra e mantidas com maquinário pesado, compactando o solo. Da mesma forma, os pátios são submetidos à compactação do solo por maquinário pesado, mas aqui o dano é acentuado pelo manuseio e armazenamento de toras (Karsten *et al*., 2014).

A compactação do solo durante a exploração florestal, nas áreas de ocorrência do tráfego (trilhas de arraste para a retirada de madeira), modifica as propriedades físicas do solo, afetando a regeneração natural das espécies em virtude das alterações provocadas no ambiente radicular, principalmente pela redução no espaço poroso do solo e aumento na resistência à penetração de raízes (Dykstra e Curran, 2000). Atualmente, há evidência experimental suficiente de que o crescimento e o desenvolvimento das plantas são dependentes da condição física do solo e das variações integradas entre

umidade, aeração e resistência do solo à penetração das raízes, e, em longo prazo, as modificações provocadas durante as operações de manejo florestal alteram a qualidade do sítio florestal (Martins *et al*., 2003).

Silva (1998), realizando estudos sobre os impactos da exploração madeireira convencional e planejada, sobre o crescimento de espécies arbóreas, observou que o crescimento diamétrico foi significantemente maior na área com exploração planejada, do que na área de exploração predatória. Observou, também, que na exploração feita de forma planejada a redução de diversidade de espécies foi menor do que na exploração feita de forma predatória. Os impactos da exploração madeireira em florestas nativas, levando-se em consideração os danos causados aos indivíduos arbóreos, regeneração natural e solo, devem ser observados criteriosamente no manejo destas florestas, pois estes impactos têm influência direta na sustentabilidade do manejo, além da busca pelas questões básicas, ligadas a autoecologia das espécies envolvidas (Karsten *et al*., 2013; Putz *et al*., 2008, 2001).

2.3. Sucessão florestal

De acordo com Odum (1988), a sucessão ecológica é um processo ordenado da modificação da comunidade. De maneira geral, em um ecossistema, a evolução começa por comunidades iniciais, que são substituídas por uma série de comunidades de maior maturidade, até que se desenvolve uma comunidade relativamente estável que esteja em equilíbrio com as condições locais. Odum (1988) ainda diz que é importante diferenciar dois conceitos relacionados à sucessão: a sucessão primária, a qual tem início numa área que ainda não foi ocupada anteriormente por uma comunidade (no caso de superfícies rochosas ou solos recém-formados), e a sucessão secundária, que se dá pelo desenvolvimento da comunidade numa área da qual foi eliminada outra comunidade (no caso de um campo lavrado ou uma floresta derrubada).

Embora no passado defendia-se que a sucessão de plantas era determinada pelos fatores abióticos (Clementes, 1916), estudos mais recentes demonstraram que os fatores bióticos podem ser tão importantes quanto atuando como filtros para as assembleias de espécies (Letcher *et al*., 2012). A

colonização de determinada área após seu abandono depende essencialmente das fontes de regeneração de vegetação disponíveis. São determinantes, portanto, a presença e diversidade de sementes, plântulas, rebrotos e mesmo de indivíduos adultos que sobreviveram ao distúrbio anterior (Uhl and Kauffman, 1990). No geral, o processo de sucessão secundária é mais rápido do que o processo primário, porque alguns organismos já estão ali presentes (Odum, 1988).

O processo sucessional segue uma progressão de estágios durante os quais florestas apresentam um enriquecimento gradual de espécies e um aumento em complexidade estrutural e funcional (Chazdon, 2012). Teorias de não equilíbrio substituíram as hipóteses de equilíbrio, lançando uma nova luz sobre a natureza das alterações sucessionais e respostas a distúrbios. Não existe um momento específico em que a floresta alcance um estado de estabilidade ou 'clímax', pois frequentemente ocorrem distúrbios, mesmo durante estágios tardios de sucessão (Montgomery and Chazdon, 2002).

As clareiras são uma característica relevante na paisagem da floresta tropical e chave para a dinâmica e distribuição de espécies de florestas tropicais (Brokaw,1985; Denslow, 1987). A taxa de turnover é definida como o tempo médio entre os eventos de criação de clareiras em qualquer ponto da floresta (Yamamoto, 2000). As clareiras são formadas pela morte (ou lesão) de uma ou algumas copas (em alguns casos, pela queda de grandes ramos), e as clareiras são definidas como pequenas aberturas formadas em um dossel da floresta e geralmente ocupando < 0,1 ha em vários tipos de florestas (Yamamoto, 2000). De acordo com Brokaw (1982) uma clareira é um "buraco" na floresta que se estende por todos os níveis até uma altura média de dois metros acima do solo. A dinâmica de clareiras é fundamental para a estrutura da floresta, e uma força importante que mantém a diversidade tropical (Denslow, 1987; Hubbell *et al*., 1999). E a mortalidade natural de árvores em regiões de floresta tropical fica em torno de 1-2% (Swaine *et al*., 1987). As clareiras são ambientes onde as condições de luz elevada promovem altas taxas de crescimento, além de promoverem mudanças locais promovem mudanças na floresta circundante (Hunter *et al*., 2015).

As trajetórias sucessionais são influenciadas pela escala, frequência e intensidade de distúrbios ou usos de terra anteriores, textura do solo e disponibilidade de nutrientes, natureza da vegetação remanescente e condições pós-distúrbio como: tipos de manejo, colonização por espécies invasoras ou dispersão de sementes a partir de áreas florestais do entorno (Dupuy and Chazdon, 2005). No estágio inicial de povoamento, árvores pioneiras colonizam e se estabelecem, a vegetação de herbáceas declina e espécies lenhosas ombrófilas começam a se firmar como mudas. O fechamento do dossel marca o estágio da exclusão das espécies de árvores, lianas e arbustos intolerantes à sombra: elas são suprimidas e morrem, enquanto que espécies ombrófilas recrutam no sub-bosque e no dossel e continuam a se estabelecer como mudas (Chazdon, 2012). Durante o longo estágio de reinício do sub-bosque, árvores pioneiras do dossel de idade avançada começam a morrer formando clareiras na cobertura que tornam mais heterogênea a disponibilidade de luz. Este estágio está associado a uma renovação das espécies do dossel, em contraste com o estágio anterior de exclusão das intolerantes à sombra que corresponde a uma renovação das espécies do sub-bosque. O estágio de floresta madura começa com a morte das últimas árvores pioneiras restantes, estabelecidas durante o estágio de iniciação do povoamento. Quando um dossel maduro com espécies pioneiras entra na fase degenerativa, pequenas clareiras se desenvolvem, e estas são fechadas pelo crescimento de espécies climáticas que se estabelecem sob elas (Swaine and Whitmore, 1988).

2.4. Regeneração natural

A regeneração florestal é um processo de sucessão secundária em nível de comunidade e de ecossistema, sobre uma área desmatada que anteriormente continha floresta (Chazdon, 2012). Ao longo de décadas, o processo de manutenção de florestas vem sendo atribuído ao processo de abertura e fechamento de clareiras (Brokaw, 1982; Denslow, 1987; Hubbell *et al*., 1999; Whitmore *et al*., 1993). Aplicado tanto a florestas tropicais quanto a temperadas, o conceito de regeneração via clareiras ("gap-phase regeneration") consiste, basicamente, na renovação florestal através de um processo contínuo de crescimento e morte, que tem a clareira como o início de

novos ciclos de crescimento (Swaine *et al*., 1987). Nesse contexto, vale lembrar que pesquisas mais recentes têm destacado mecanismos de regeneração sem a influência de clareiras (Montgomery and Chazdon, 2002) ou maneiras complementares na determinação da colonização e composição de clareiras (Hubbell *et al*., 1999).

O período no qual a clareira é aberta determina o estabelecimento de plântulas, pois de acordo com o período que ocorre é definida a composição do banco de sementes e plântulas disponíveis para a colonização da clareira (Dalling *et al*., 1998). Isso porque a grande maioria das espécies tropicais florestais não produz sementes continuamente ao longo do ano. As sementes que chegam antes ou logo após a formação da clareira têm maiores chances de germinação e estabelecimento, se comparadas àquelas envoltas pela serapilheira ou sob o solo (Denslow and Hartshorn, 1994). Brokaw (1985) levantou outras importantes questões relacionadas à periodicidade de ocorrência de clareiras. Elas poderiam estar atuando como fatores de seleção no “timing” de dispersão e germinação de sementes, principalmente daquelas que dependem de luz para se estabelecer.

Os caminhos a serem seguidos pela regeneração de uma clareira, bem como sua duração, são determinados pelas características do distúrbio e da vegetação pré-existente (Dalling *et al*., 1998; Sloan *et al*., 1995). Apesar da variedade de situações possíveis, clareiras têm, basicamente, três caminhos ou fontes de regeneração. Estas fontes não são mutuamente exclusivas e, normalmente, ocorrem simultaneamente. São elas: (1) regeneração via sementes; (2) regeneração via plântulas ou jovens pré-estabelecidos; e (3) regeneração por meio da rebrota de indivíduos sobreviventes ou daqueles no dossel adjacente (Brokaw, 1985; Hubbell *et al*., 1999).

A primeira fonte de regeneração ocorre de duas maneiras: através da germinação de indivíduos do banco de sementes do solo, como resposta às novas condições ambientais (Brokaw, 1985; Denslow, 1987; Denslow and Hartshorn, 1994) e através da chuva de sementes dispersas por vento ou animais até o local recém aberto (Denslow and Whitmore, 1984). A dormência de sementes, comum entre espécies pioneiras, é uma estratégia que permite que sementes permaneçam viáveis no solo à espera de uma clareira (Dalling *et*

al., 1998). Por outro lado, a frequência de clareiras pequenas, que não proporciona contraste ambiental suficiente (Dickinson *et al*., 2000), faz com que a regeneração em clareiras via banco de sementes seja menos intensa (Dalling *et al*., 1998; Sousa *et al*., 2017).

A dispersão total em clareiras é obviamente menor quando comparada ao restante da floresta, exatamente pela área proporcionalmente reduzida, ocupada por clareiras. Porém, pode haver similaridade florística da chuva de sementes entre clareiras, sugerindo dispersão não-aleatória neste tipo de hábitat. Augspurger e Franson (1988) constataram que a dispersão de sementes por vento é maior em clareiras do que no restante da floresta (Dalling *et al*., 1998). Este padrão foi mais evidente entre lianas, que tinham maior frequência e produtividade próxima a clareiras (Augspurger and Franson, 1988).

A segunda fonte de regeneração de clareiras decorre das plântulas e/ou jovens pré-estabelecidos que sobreviveram à queda da árvore. Estes indivíduos pertencem a espécies que normalmente não apresentam qualquer dormência e, após sua germinação, são capazes de permanecer sob o dossel, onde apresentam baixo, se algum, crescimento vegetativo (Augspurger and Franson, 1988; Chazdon, 2012). Caso sobrevivam à queda de uma árvore, receberão maior quantidade de luz, o que permitirá maior desenvolvimento. Este tipo de regeneração é particularmente comum em clareiras ou em zonas de clareiras nas quais os danos dos estratos inferiores são pequenos, assim como em tipos de queda menos severos.

A regeneração de clareiras via rebrota se dá através do preenchimento parcial ou total do espaço no dossel por galhos do dossel circundante ou através de ramos novos produzidos pelas árvores quebradas ou cortadas. Nesses casos, como geralmente não há perda nos sistemas radiculares os indivíduos que sofreram danos durante o evento poderão rebrotar intensamente. A rebrota é de interesse para os gestores florestais e ecologistas porque as rebrotas frequentemente crescem mais rápido do que as plântulas (Mostacedo *et al*., 2009). Clareiras pequenas podem ser inteiramente fechadas pela rebrota de indivíduos de dossel (Brokaw, 1985), interrompendo quase totalmente a entrada de luz proporcionada pela abertura. As espécies

tolerantes à sombra são mais propensas a brotar do que as espécies intolerantes à sombra (Kauffman, 1991; Mostacedo *et al*., 2009).

3. OBJETIVO

Avaliar os efeitos da exploração florestal na regeneração natural de espécies arbóreas, considerando diferentes níveis de perturbação ao longo de uma cronossequência de áreas exploradas na Floresta Estadual Antimary, Estado do Acre - Brasil.

2.1. Objetivos Específicos

1. Comparar o efeito dos diferentes níveis de perturbação da exploração florestal na densidade da regeneração natural das espécies arbóreas.

2. Comparar o efeito dos diferentes níveis de perturbação da exploração florestal na composição florística da regeneração natural das espécies arbóreas.

3. Identificar diferenças relevantes nas taxas de mortalidade, crescimento e recrutamento de espécies arbóreas na regeneração natural após a exploração florestal.

4. Determinar os efeitos da exploração florestal sobre as propriedades físicas do solo e dossel da floresta.

5. Quantificar a área impactada pela exploração florestal utilizando dados LiDAR.

6. Quantificar a frequência e distribuição de clareiras antes e depois da exploração florestal utilizando dados LiDAR.

4. Material e métodos

4.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Floresta Estadual do Antimary (FEA), localizada no município de Bujari, entre os municípios de Rio Branco e Sena Madureira no Estado do Acre, Amazônia Ocidental Brasileira (68° 01′ até 68° 23′ W; 9° 13′ até 9° 31′ S).

A FEA (Figura 01) envolve uma área de 76.832 ha onde moram aproximadamente 380 habitantes distribuídos em 109 famílias que vivem do extrativismo e agricultura de subsistência. Esta comunidade extrativista recebe benefícios sociais e financeiros da execução na área de um projeto de manejo florestal com vistas à produção sustentável de madeira, conduzido pela Fundação de Tecnologia do Acre (FUNTAC). O projeto teve início em 1986, junto com a criação da FUNTAC estudos preliminares para a elaboração do plano de manejo florestal da área (FUNTAC, 1989).

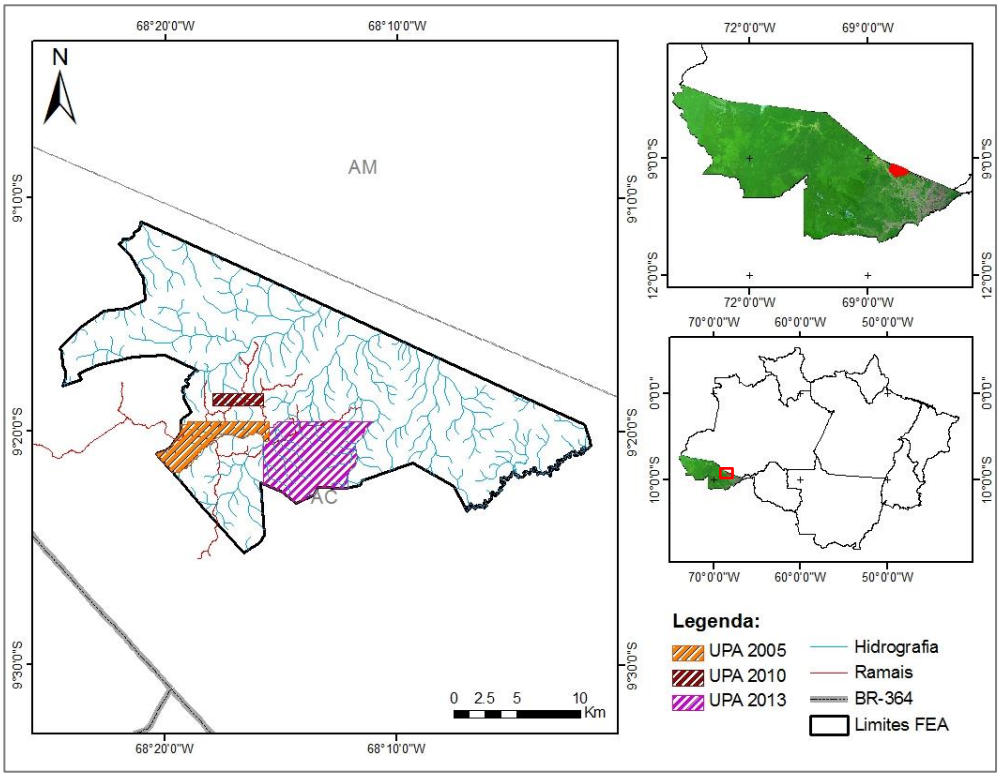

Figura 01 – Mapa de Localização da área de estudo onde estão identificadas as três UPAs estudadas na Floresta Estadual do Antimary, Estado do Acre – Brasil. UPA 2007 – em tonalidade laranja, UPA 2010 – tonalidade vermelha e UPA 2013 em tonalidade rosa.

O clima é classificado como Awi (Köppen) com uma precipitação anual de aproximadamente 2000 mm e temperatura média de 25°C. Os períodos seco e chuvoso são bem definidos. O período seco ocorre entre os meses de junho a setembro e o período chuvoso nos meses de outubro a maio.

Na FEA existem três tipos de floresta (Figura 2): floresta ombrófila densa com dossel uniforme e árvores emergentes, floresta ombrófila aberta com lianas e palmeiras e floresta ombrófila aberta com bambu chamada localmente de “tabocal” que são dominadas por bambus do gênero *Guadua* (d’Oliveira *et al*., 2012).

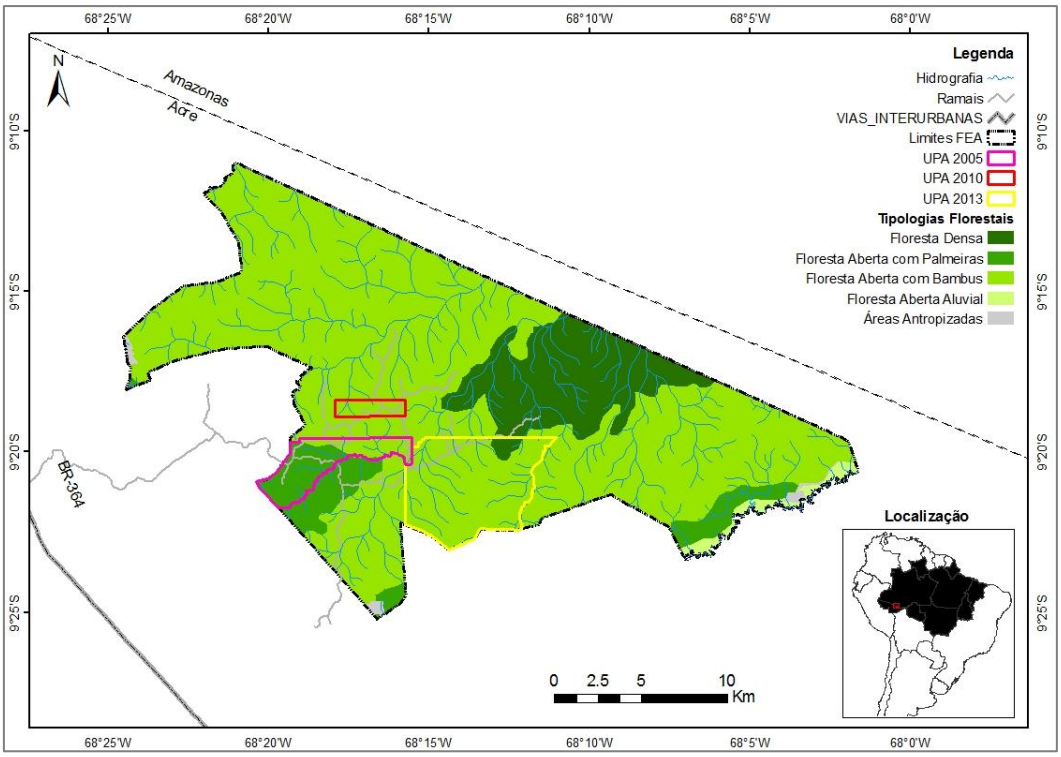

Figura 02 - Mapa vegetação da Floresta Estadual do Antimary. Áreas com tonalidade verde escuro apresentam floresta densa, verde médio floresta aberta com palmeiras, verde claro floresta aberta com bambu e em cinza as áreas antropizadas.

A área apresenta uma topografia com o máximo de elevação por volta de 300m (FSC, 2004). Os solos predominantes (Figura 3) são Latossolo Vermelho Distrófico, Argissolo Amarelo Distrófico, Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico, Argissolo Vermelho Distrófico e Plintossolo Argilúvico Distrófico (Bardales *et al*., 2015).

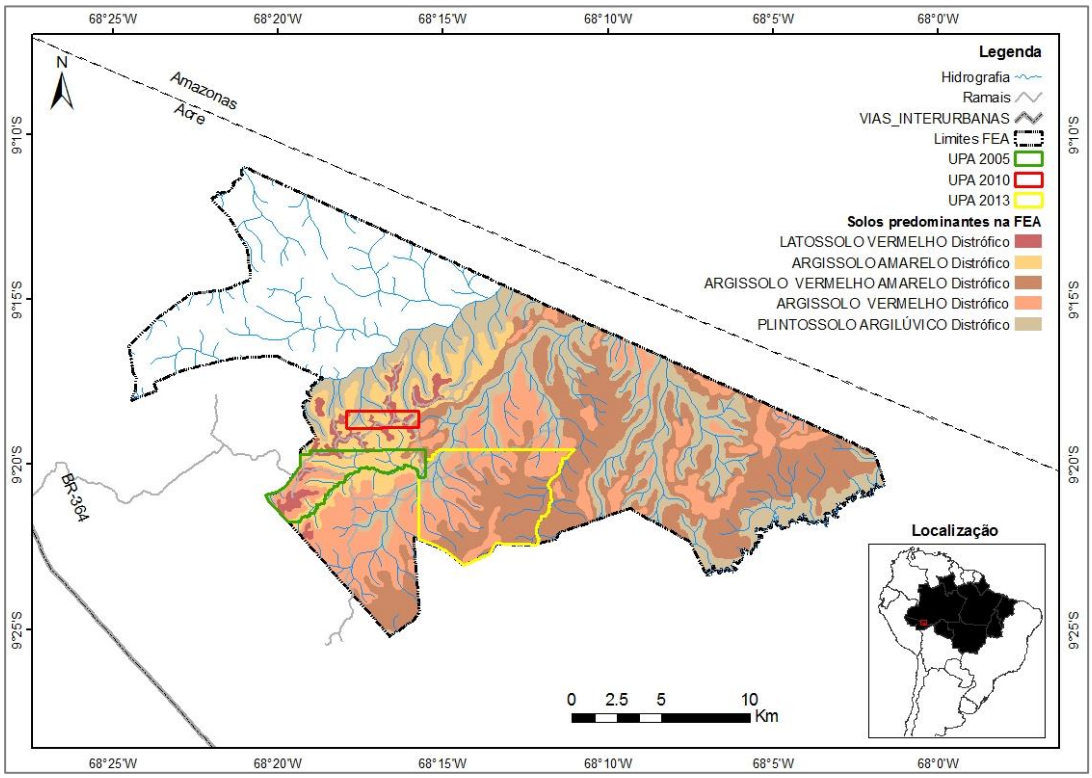

Figura 03 - Mapa de solos da Floresta Estadual do Antimary. Incluindo a distribuição dos solos do tipo Latossolo Vermelho Distrófico, Argissolo Amarelo Distrófico, Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico, Argissolo Vermelho Distrófico e Plintossolo Argilúvico Distrófico.

4.2. Coleta dos Dados

4.2.1. Regeneração natural

A regeneração natural foi estudada por meio de parcelas estabelecidas em áreas com um, quatro e oito anos de exploração florestal (Tabela 01). Foram instaladas de seis a dez parcelas nos diferentes ambientes da exploração florestal (pátios de estocagem, estradas secundárias, trilhas de arraste e clareiras de árvores exploradas) e áreas de floresta não afetada diretamente pela exploração foram utilizadas como controle (Figura 04). O tamanho e forma das parcelas variaram de acordo com as características dos ambientes estudados (área de 50 -225 m²). Totalizando 146 parcelas instaladas, sendo 50 parcelas na UPA com um ano de exploração, 50 na UPA com quatro anos de exploração e 36 na UPA com oito anos, incluindo as parcelas de controle. As parcelas foram classificadas em três níveis de perturbação, considerando as condições de abertura do dossel e compactação

do solo. Pátios e estradas foram considerados como áreas com perturbação alta por apresentarem níveis altos de abertura do dossel (≥ 30% de abertura do dossel) e presença de compactação do solo (Karsten *et al*., 2014). As trilhas de arraste foram classificadas como áreas com perturbação intermediária onde o dossel é parcialmente afetado (< 30% de abertura do dossel) e os solos sofreram escarificação pelos tratores do tipo Skidder com esteira (Fredericksen and Pariona, 2002). As clareiras das copas das árvores exploradas e clareiras da região de fuste foram consideradas áreas com perturbação baixo pois embora tenham abertura do dossel acima de 15% essas áreas não são afetadas diretamente pelas operações das máquinas (Pereira *et al*., 2002). Áreas não afetadas diretamente pela exploração florestal foram utilizadas como controle. Todos os dados foram padronizados para eliminar o efeito do tamanho da parcela.

Tabela 01 - Descrição da exploração florestal para cada UPA estudada.

Anos após a exploração	UPA	Volume (m^3 ha^{-1})	Número de espécies	Intensidade de Corte (Arv/ha)	Área de efetivo Manejo (ha)
1 ano	2013	11,6	45	1,6	632
4 anos	2010	13,3	52	1,9	380
8 anos	2007	10,5	56	1,5	1,509

Foi considerada regeneração natural todos os indivíduos arbóreos com altura mínima de 50 cm até 10 cm de diâmetro a altura do peito (DAP). Todos os indivíduos dentro destes critérios foram marcados, identificados e medidos. Na UPA com um ano de exploração (UPA 2013) foram realizadas duas novas medições após um e dois anos para avaliarmos taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento.

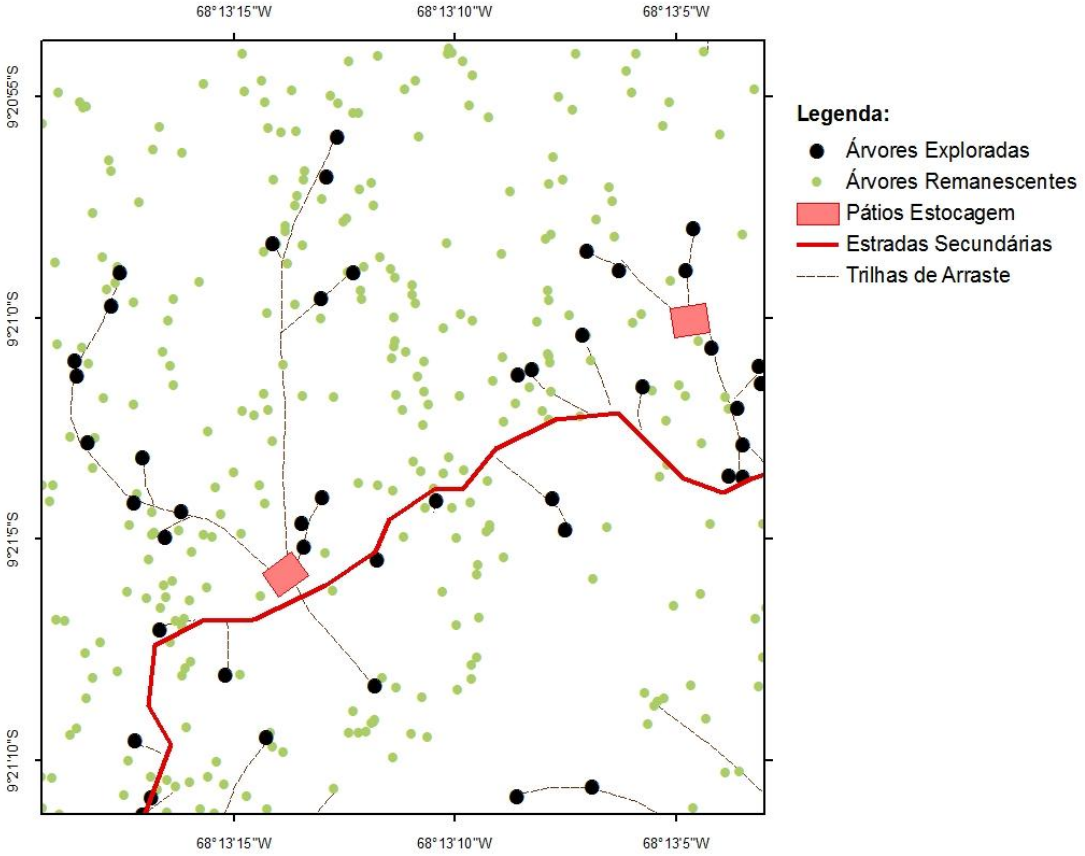

Figura 04 - Esquema demonstrando a distribuição dos diferentes ambientes da exploração florestal na Floresta Estadual do Antimary

4.2.2. Abertura do dossel

Foram obtidas fotografias hemisféricas nos ambientes estudados para medir a percentagem de abertura do dossel utilizando o analisador automático de dossel (CI-110, CID Bio-Science). As fotografias foram tiradas no centro das parcelas, 1,3 m acima do solo. Para obter a percentagem de abertura do dossel nas fotografias hemisféricas, as mesmas foram digitalizadas e processadas com o Gap Light Analyzer version 2.0 (Frazer *et al*., 1999).

4.2.3. Solos

Amostras de solos foram coletadas em trincheiras de 0,50 x 0,50 x 0,50 m em três tipos de ambientes, pátios de estocagem, trilha de arraste e floresta não afetada diretamente pela exploração florestal, considerando os diferentes níveis de perturbação. Para preservar a estrutura, as amostras foram coletadas com anéis de metal (54 x 50 mm) nas profundidades de 2,5-7,5 cm, 12,5 – 17,5

cm e 32,5 -37,5 cm. Em cada parcela foram coletadas três amostras nas três profundidades, totalizando nove amostras por parcela.

Dados de resistência do solo à penetração foram coletados nos mesmos ambientes citados anteriormente com o uso de um penetrógrafo (modelo penetroLOG – Falker), onde foram realizadas cinco leituras por parcela, na profundidade de 40 cm e resultados expressados em kPa.

4.2.4. Aquisição dados LiDAR

Foram realizados três sobrevoos para coleta de dados LiDAR nos anos de 2010, 2011 e 2015 respectivamente, em duas UPAs da FEA (Figura 05). Em uma das UPAs foi realizado sobrevoo antes e depois da exploração florestal (dados coletados nos anos de 2010 e 2012 com apoio USDA Forest Service International Programs e projeto USAID Sustainable Landscapes),e na outra UPA dois anos depois da exploração (realizada com apoio do Projeto CAPES 3172/2013). Foram utilizados os sensores OPTECH e TRIMBLE, com ajustes e parâmetros semelhantes e retornos discretos (Tabela 02).

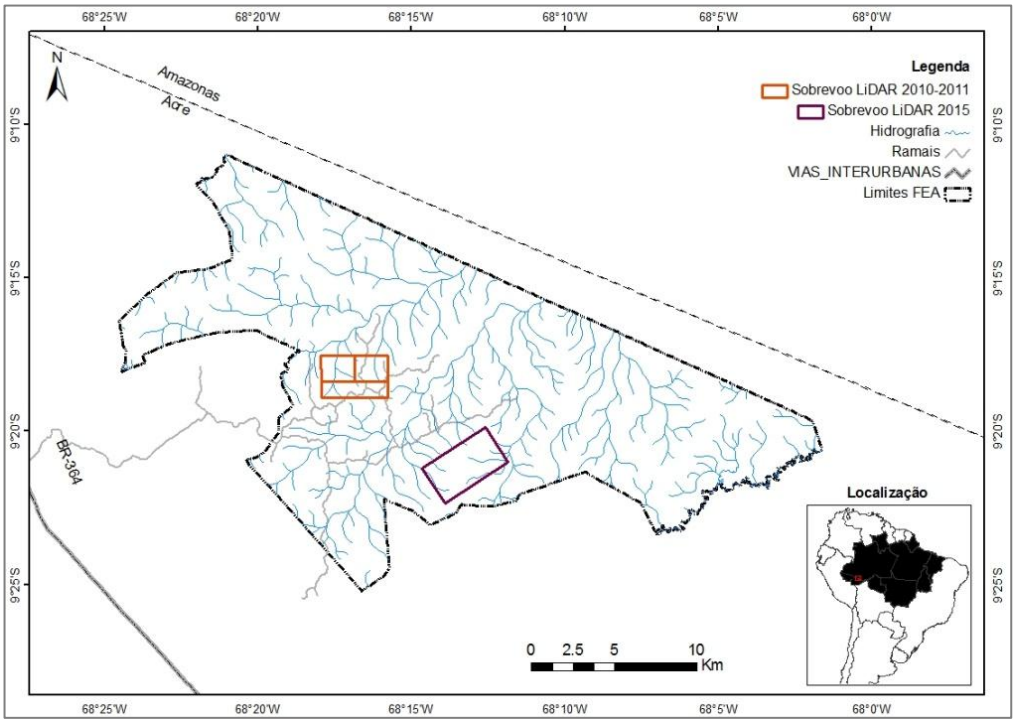

Figura 05 - Localização das áreas onde foram realizados sobrevoos do LiDAR nos anos de 2010, 2011 e 2015 na Floresta Estadual do Antimary

O conjunto de dados de 2010 teve densidade de pulso de 25 m^{-2} e uma altura de voo de 500 m, em comparação com 14 m^{-2} e 600 m para os dados de 2011. (d'Oliveira *et al*., 2012). O conjunto de dados de 2015 teve 7 pulsos/m^{-2} e 600 m. Para ambos os anos, foram adquiridos nuvens de pontos em formato LAS, pontos do nível do chão filtrados e modelos digital de elevação do terreno (DTM) com 1 m de resolução.

Tabela 2 - Descrição da aquisição de dados LiDAR na Floresta Estadual do Antimary.

Especificações	UPA 2010		UPA 2013
Aeoronave	Embraer 810 Sêneca II	Embraer 810 Sêneca II	CESSNA modelo 206
Sensor LiDAR	Optech ALTM 3100EA	Optech ALTM 3100EA	LiDAR Harrier 68i da Trimble
Data de aquisição	29 de maio – 3 de junho 2010	23 de Novembro de 2011	25 de Setembro de 2015
Distância entre linhas de voo (m)	40	65	65
Altura de voo (m)	500	600	600
Divergência de feixe — mrad (1/e)	0,25	0,25	0,25
Ângulo de varredura (± graus fora do nadir)	5,5	6	5,5
Largura da faixa (m)	95	125	494
Sobreposição de faixa (%)	60	50	50
Taxa de varredura (hz)	70	70	80
Taxa de pulso (Khz)	50	50	50
Densidade de pulso (m^2)	25	14	7

4.3. Manipulação e análise de dados

4.3.1. Regeneração Natural

4.3.1.1. Densidade da regeneração natural

A estrutura horizontal e vertical da regeneração natural foi analisada pelos cálculos de densidade absoluta, densidade relativa e posição sociológica.

Densidade (D): é a medida que expressa o número de indivíduos, de uma dada espécie, por unidade de área (em geral, por hectare).

Densidade Absoluta (DA): Considera o número de indivíduos (n) de uma determinada espécie na área:

Em que: $DA = \frac{n_i}{A}$

n_i = número de indivíduos da espécie i;

A = área amostrada, em hectares.

Densidade relativa (DR): razão da DA de determinada espécie pela somatória das

DAs de todas as espécies (densidade total da área em questão).

O parâmetro utilizado para análise da estrutura vertical foi a posição sociológica da regeneração natural. A posição sociológica é um parâmetro fitossociólogico que tenta expressar os valores absolutos e relativos de cada extrato, o que poderia vir a atribuir um grau de importância ou mesmo realçar o estado sucessional da floresta. As plantas foram dividas em quatro classes onde: Classe 1 ≥ 50 cm e ≤ 1 m de altura; Classe 2: >1 m e ≤ 3 m de altura; Classe 3: >3 m e ≤ 5 cm DAP e Classe 4: 5-10 cm DAP.

4.3.1.2. Grupos Ecológicos

A densidade relativa de espécies pioneiras e não pioneiras foi utilizada para explorar as diferenças entre os ambientes com diferentes níveis de perturbação e áreas não afetadas diretamente pela exploração. Para evitar erros de classificação foram selecionadas espécies chaves. A classificação das espécies em pioneiras e não pioneiras (Swaine and Whitmore, 1988) foi baseada na literatura como descrito nas tabelas 03 e 04. Foi utilizada a densidade relativa das espécies selecionadas onde a densidade relativa (DR) é dada pela razão da densidade absoluta (DA) de determinada espécie pela somatória das DA de todas as espécies.

Tabela 03 - Lista de espécies pioneiras selecionadas para análise dos grupos ecológicos

Espécies	Família	Referência
Acalypha sp.	Euphorbiaceae	Coelho *et al*. (2012); d'Oliveira (2000)
Apeiba timbourbou	Malvaceae	Coelho *et al*. (2012); d'Oliveira (2000)
Bellucia sp.	Melastomataceae	Bentos *et al*. (2008);
Calycophyllum spruceanum	Rubiaceae	Nebel *et al*. (2001); d'Oliveira (2000);

CONTINUAÇÃO		
Cecropia leocoma	Urticaceae	d'Oliveira (2000); Swaine e Whitmore (1988); Silva *et al*. (1995)
Cecropia sciadophylla	Urticaceae	d'Oliveira; Ribas (2011); d'Oliveira (2000); Swaine e Whitmore (1988)
Cecropia sp.	Urticaceae	d'Oliveira; Ribas (2011); d'Oliveira (2000); Swaine e Whitmore (1988); Mesquita *et al*. (1999);
Cedrela odorata	Meliaceae	d'Oliveira; Ribas (2011); d'Oliveira (2000); Swaine e Whitmore (1988)
Ceiba pentandra	Malvaceae	d'Oliveira (2000); Mostacedo *et al*. (2009); Coelho *et al*. (2012)
Ceiba samauma	Malvaceae	Mostacedo *et al*. (2009); d'Oliveira (2000)
Jacaranda copaia	Bignoniaceae	Lima; Vieira (2013); d'Oliveira (2000)
Jacaratia spinosa	Caricaceae	Coelho *et al*. (2012); d'Oliveira (2000)
Ochroma pyramidale	Malvaceae	Borrega; Gibson (2015); d'Oliveira (2000)
Sapium marmieri	Euphorbiaceae	Mostacedo *et al*. (2009); d'Oliveira (2000)
Schizolobium amazonicum	Fabaceae	d'Oliveira; Ribas (2011); d'Oliveira (2000)
Solanum sp.	Solanaceae	d'Oliveira; Ribas (2011); Swaine e Whitmore (1988); Mostacedo *et al*. (2009)
Handroanthus serratifolius	Bignoniaceae	Mostacedo *et al*. (2009); d'Oliveira (2000)
Vismia guianenses	Hypericaceae	Mesquita *et al*. (1999); Bentos *et al*. (2008)
Vismia sapurensis	Hypericaceae	Mesquita *et al*. (1999); Bentos *et al*. (2008)
Vismia sp.	Hypericaceae	Mesquita *et al*. (1999); Bentos *et al*.(2008)

Tabela 04 - Lista de espécies não pioneiras selecionadas para análise dos grupos ecológicos

Espécies	Família	Referência
Astronium lecointei	Anacardiaceae	Ferraz *et al*. (2004)
Bertholletia excelsa	Lecythidaceae	Amaral *et al*. (2009)
Brosimum alicastrum	Moraceae	Amaral *et al*. (2009)
Couratari macrosperma	Lecythidaceae	Swaine e Whitmore (1988)
Dipteryx odorata	Fabaceae	Ferraz *et al*. (2004)
Drypetes sp.	Putranjivaceae	Swaine e Whitmore (1988)
Drypetes variabilis	Putranjivaceae	Swaine e Whitmore (1988)
Enterolobium schomburgkii	Fabaceae	Amaral *et al*. (2009)
Eschweilera odorata	Lecythidaceae	Swaine e Whitmore (1988); Ferraz *et al*. (2004)
Hevea brasiliensis	Euphorbiaceae	Silva *et al*. (1995); Amaral *et al*. (2009)

CONTINUAÇÃO		
Hymenolobium sp.	Fabaceae	Ferraz *et al*. (2004)
Licaria sp.	Lauraceae	Ferraz *et al*. (2004); Silva *et al*. (1995)
Minquartia sp.	Olacaceae	Swaine e Whitmore (1988)
Nectandra sp.	Lauraceae	Ferraz *et al*. (2004)
Ocotea sp.	Lauraceae	Silva *et al*. (1995)
Parkia sp.	Fabaceae	Ferraz *et al*. (2004)
Pouteria sp.	Sapotaceae	Silva *et al*. (1995); Amaral *et al*. (2009)
Protium tenuifolium	Burseraceae	Amaral *et al*. (2009)
Psychotria sp.	Rubiaceae	Swaine ; Whitmore (1988)

4.3.1.3. Composição florística e diversidade de espécies

Para avaliar a composição florística foi utilizada a técnica de ordenação indireta por meio de NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) com os dados de presença e ausência das espécies de cada nível de perturbação e área controle. O NMDS reduz a composição da comunidade em duas dimensões, não assume relações lineares entre variáveis, e não depende de um índice de associação específico, frequentemente resumindo mais informação em poucos vetores do que outros métodos de ordenação. Efetuamos o NMDS usando como coeficiente a distância euclidiana relativa e verificamos as significâncias ("valor-*p*") dos eixos por meio de testes de PERMANOVA (análise de variância multivariável por permutações).

A diversidade foi calculada pelo índice de diversidade alfa de Fisher. O índice alfa de Fisher foi escolhido por ser robusto para amostras de tamanho pequeno e pode ser utilizada para extrapolar e para prever o número de espécies dentro de uma amostra maior (Condit *et al*., 1995).

$$S = \alpha \ln (1 + N/\alpha)$$

Onde:

S = número de espécies
N = número de indivíduos
α = constante derivada da amostra de dados

4.3.1.4. Dinâmica da regeneração natural

Taxas de mortalidade

As taxas de mortalidade foram calculadas pela fórmula:

M = 1 - (N1/N0) 1 / T

Onde:

N0 e N1 são contagens de população no início e no fim do intervalo de medição(T)

Taxas de recrutamento

Foi considerado o recrutamento todos os indivíduos nas parcelas que atingiram a altura mínima de medição de 50 m. A taxa de recrutamento foi padronizada pela divisão do número total de recrutas em um censo do número de adultos no censo anterior, em seguida, dividindo-se pelo intervalo de censo (Condit *et al*., 1995).

Taxas de crescimento

A taxa de crescimento para os indivíduos com altura menor que 3m foi calculada pela fórmula:

(H2 - H1) /Tempo

Onde:

H1 - Altura da planta em um censo anterior

H2 - Altura da planta em um censo posterior

Tempo - Intervalo em anos entre o censo

Para os indivíduos com altura maior que 3 m foi utilizado o diâmetro a altura do peito para cálculo da taxa de crescimento, utilizando a seguinte fórmula:

(Dap2 - Dap1) /tempo

Onde:

Dap1 - Diâmetro da árvore em um censo anterior

Dap2 - Diâmetro da árvore em um censo posterior

Tempo - Intervalo em anos entre o censo

4.3.2. Condições Ambientais

4.3.2.1. Abertura do Dossel

O percentual de abertura do dossel foi estimado através do processamento das fotos hemisféricas no *Software* GLA 2.0, onde a fotografia digital é dividida radialmente em círculos concêntricos equidistantes, de acordo com a geometria óptica da lente, de maneira que cada setor represente uma proporção igual do hemisfério (Figura 06-a). Por último a fotografia é segmentada em bitmap binário (Figura 06-b) utilizando um limiar estimado visualmente (Frazer *et al*., 1999).

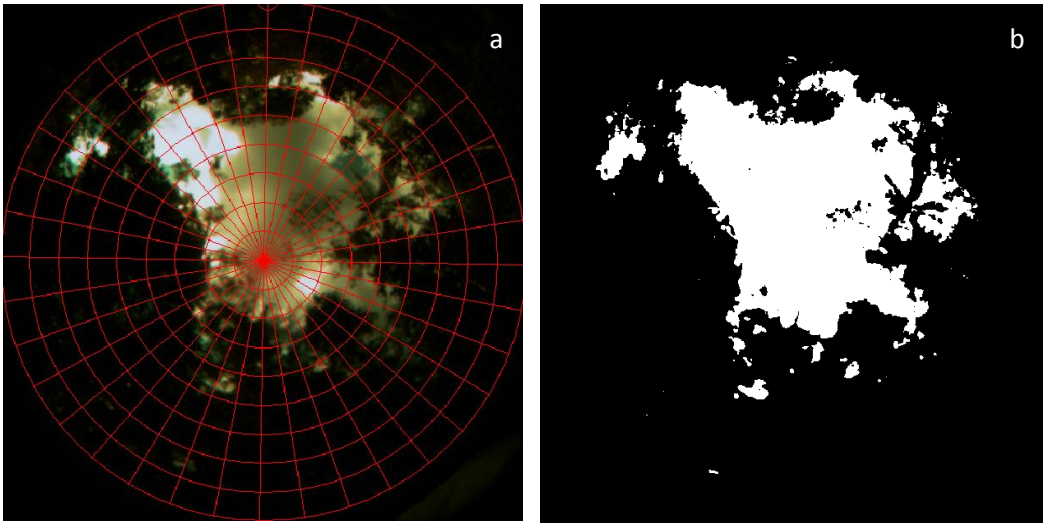

Figura 06 - Processamento fotografia hemisférica no *Software* GLA 2.0. a) divisão da fotografia de forma radial; b) segmentação da fotografia em bitmap binário.

A abertura do dossel foi comparada com a análise de variância de duas entradas com os níveis de perturbação e os anos desde a exploração como fatores, utilizando o *Software* R (Development Core Team 2008).

4.3.2.2. Solos

Das amostras de solos foram determinadas a densidade aparente, umidade, densidade de partículas e granulometria pelo laboratório de solos da Embrapa Acre seguindo a metodologia do manual da Embrapa (1997). A densidade aparente é determinada considerando o volume do anel que contém a amostra, o conjunto é pesado utilizando uma lata de alumínio com um peso conhecido, em seguida o material é colocado na estufa a 105ºC. Após 24 ou 48

horas, o material é retirado, e depois de frio é realizada a pesagem. A densidade é obtida utilizando a seguinte fórmula.

Densidade aparente (g /cm³) = a / b
Onde:

a = peso da amostra seca a 105ºC (g)

b = volume do anel ou cilindro (cm³)

A umidade do solo ou teor em água é definida como a massa contida em uma amostra de solo, dividida pela massa de solo, sendo expressa em quilogramas de água por quilogramas de solo, ou, multiplicando-se por 100, tem-se em percentagem. Para obtenção dos valores de umidade, as amostras foram secas em estufa a 40ºC e depois a 105ºC. Depois de realizada as pesagens foi aplicada a seguinte fórmula.

Umidade residual = 100 (a - b) / b

Onde: a = peso da amostra seca ao ar

b = peso da amostra seca a 105ºC

A densidade de partículas é a relação entre a massa de uma amostra de solo e o volume ocupado pelas suas partículas sólidas. Refere-se ao volume de sólidos de uma amostra de terra, sem considerar a porosidade. Sendo obtida com a seguinte fórmula.

Densidade de partículas (g /cm³) = a / 50 -b
Onde:

a = peso da amostra seca a 105ºC

b = volume de álcool utilizado

A análise Granulométrica dos solos é um estudo da distribuição das dimensões dos grãos de um solo. Ou seja, é a determinação das dimensões das partículas do agregado e de suas respectivas percentagens de ocorrência. De acordo com o manual de métodos de análises dos solos (Embrapa, 1997) baseia-se na velocidade de queda das partículas que compõem o solo. Fixa-se o tempo para o deslocamento vertical na suspensão do solo com água, após a

adição de um dispersante químico (soda ou calgon). Pipeta-se um volume da suspensão, para determinação da argila que depois de seca em estufa é pesada. As frações grosseiras (areia fina e grossa) são separadas por tamisação, secas em estufa e pesadas para obtenção dos respectivos percentuais. O silte corresponde ao complemento dos percentuais para 100% e é obtido por diferença das outras frações em relação à amostra original.

4.3.2.3. Áreas perturbadas pela exploração florestal

Foram utilizados dados de LiDAR (Light Detection and Range) com alta densidade de pontos (6 - 20 pontos / m^2) coletados em duas unidades de produção anual exploradas na floresta estadual do Antimary nos anos de 2010, 2011 e 2015, com equipamento Optech ALTM3100EA, conforme descrito na tabela 02. Os dados brutos do LiDAR foram processados pelo pacote Fusion LiDAR Processing (McGaughey, 2010), gerando os seguintes produtos: (i) Imagem de referência do terreno com resolução no terreno de 1 m; (ii) modelo digital de dossel (DCM) com resolução de 1m; (iii) modelo digital de altura com resolução de 1 m e (iv) modelo de densidade relativa de vegetação (RDM), com resolução de 1 m.

O Fusion é um programa livre, desenvolvido pelo Serviço Florestal Americano, usado para criar imagens de alta resolução e modelos digitais do terreno em 3D. Esse software foi desenvolvido originalmente para auxiliar pesquisadores a compreender, explorar e analisar dados LiDAR (McGaughey, 2016). Suas ferramentas permitem análises básicas e avançadas de um grande volume de dados LiDAR, obtendo produtos que podem ser exportados para softwares usuais de sistema de informação geográfica (SIG).

A identificação da área alterada por operações florestais foi feita por meio da metodologia elaborada por um grupo da Embrapa Acre (d'Oliveira *et al*., 2014), onde foi utilizado o modelo de densidade relativa da vegetação (RDM), que é uma camada raster da percentagem relativa de retornos de lidar dentro de um estrato de altura acima do solo especificado pelo usuário (Andersen *et al*., 2014). Este modelo (Figura 07-a) calcula a densidade relativa da vegetação em uma camada do estrato florestal previamente selecionada. A

camada é definida por um limite inferior e superior de altura (no caso deste estudo altura mínima de 1 m e máxima de 5 m). Todos os pontos acima do limite superior de altura estabelecido são desconsiderados. O cálculo da densidade de vegetação relativa é feito pela divisão do número de pontos dentro da camada selecionada pelo número de pontos a partir da superfície até a altura superior da camada. No modelo gerado os pixels em preto representam densidade de vegetação relativa igual a zero na camada selecionada. Essas áreas contínuas foram usadas como referência para a definição das áreas alteradas pelas operações florestais. Os trechos contínuos ou agrupados de pixels em preto representam a infraestrutura construída na floresta, como estradas, pátios, trilhas de arraste e clareiras resultantes da queda das árvores.

No modelo RDM produzido descrito anteriormente é possível observar, além das perturbações promovidas pela exploração florestal, a existência de perturbações naturais como clareiras produzidas pela queda de árvores, devido à ação dos ventos, distribuídas por toda a área de estudo. As zonas tampão que foram determinadas representam os limites dentro dos quais as alterações produzidas na vegetação são causadas pelas operações florestais.

Com a tabela de atributos da imagem do RDM aberta ao lado do mapa da área foram realizadas várias simulações de seleção até encontrar um resultado que fosse equivalente ao impacto produzido pela exploração florestal. Neste estudo foi utilizado o intervalo de valores de 0 a 40 na coluna VALUE. A escolha desse intervalo foi feita com base na interpretação visual da cobertura impactada e comparação com diferentes intervalos testados na faixa de 0% a 100%. Depois de selecionadas as linhas da tabela de atributos que contemplem os valores VALUE de 0 até 40, o arquivo raster foi convertido em polígono (Figura 07-b).

As zonas tampão foram criadas em dois passos: a) criação de arquivos no formato “shape” seguida de vetorização de estradas, pátios de estocagem, trilhas de arraste e clareiras; e b) criação de zonas tampão (buffers) ao redor desses “shapes” definindo a área de maior probabilidade da alteração na vegetação ter sido realmente produzida pelas operações florestais.

Os buffers representando a zona tampão (Figura 07-c) foram definidos de acordo com a origem do impacto seguindo o padrão sugerido por d'Oliveira *et al*. (2012):

• Trilhas de arraste – buffer de 4 metros definido no eixo central da trilha produz uma zona tampão com 8 m de largura.

• Estrada florestal – buffer de 6 metros definido no eixo central da estrada produz uma zona tampão com 12 m de largura.

• Pátio de estocagem – buffer de 20 metros definido no ponto central do pátio de estocagem produz uma zona tampão de aproximadamente 1.200 m^2.

• Clareiras de árvores abatidas – 25 metros definidos no ponto central da clareira pressupõem altura total da árvore de 50 m e produzem uma zona tampão de 1.875 m^2.

A determinação da zona tampão foi feita para cada um dos arquivos de áreas alteradas pela exploração contendo a vetorização dos mesmos, por meio da ferramenta Buffer do Arctoolbox - ArcGis. Para aumentar a precisão da estimativa das áreas alteradas, foi feita a identificação e separação das áreas que realmente tiveram a vegetação removida (pixels pretos) nas faixas de altura consideradas (ex. 1 m e 5 m). A separação das áreas sem vegetação foi feita por meio da ferramenta "Intersect", que produziu um polígono da interseção entre a zona tampão de impacto e as áreas com vegetação relativa igual a zero identificadas no modelo RDM.

A imagem a partir do RDM possui uma tabela de atributos com valores de 0 a 100. Esses valores fazem referência à densidade de vegetação relativa, representada na imagem pela escala de cinza, sendo 0 igual ao preto e 100 ao branco. Dessa forma, podem-se identificar as áreas perturbadas pela operação florestal (pátios, estradas, trilhas e clareiras). Por final foi realizada a intersecção dos vetores com a zona tampão e a área total de impacto gerada a partir do RDM para obter o impacto das atividades de exploração florestal dentro da área (Figura 07-d).

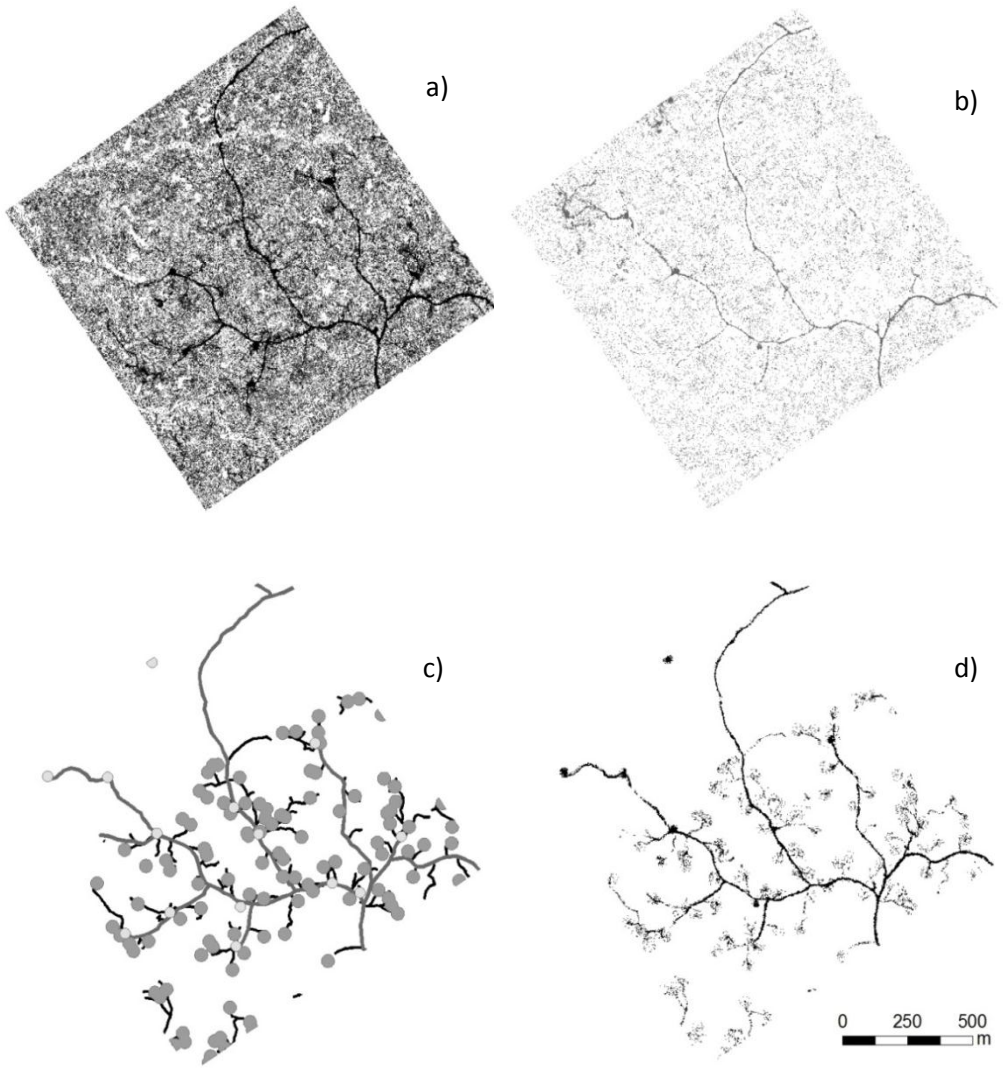

Figura 07 - Processamento dos dados LiDAR para determinação das áreas impactadas pela exploração florestal. a) Modelo de densidade relativa da vegetação (RDM) para uma amostra de uma UPA localizada na Floresta Estadual do Antimary; b) Área total de impacto gerada a partir do RDM; c) Zona tampão feita para cada um dos arquivos de áreas alteradas pela exploração contendo a vetorização dos mesmos, por meio da ferramenta Buffer do Arctoolbox – ArcGis; d) Produto final área impactada pela exploração florestal.

4.3.2.4. Frequência e distribuição de clareiras

No sentido clássico, as clareiras são aberturas na cobertura florestal até uma altura média de 2 m acima do solo (Brokaw, 1982). Esta definição de Brokaw, quando aplicada a uma gama de classes de profundidade de clareiras, permite a análise de todas as aberturas que se estendem desde o topo do

dossel até alturas diferentes acima do solo. Contudo, devido às variações de altura do dossel que são continuamente distribuídas, quantificamos o número e tamanho das aberturas no dossel da floresta em fatias verticais com altura mínima de 5 m e tamanho mínimo de clareira de 10 m² (Zhang, 2008).

Para definição da frequência e distribuição das clareiras foi utilizado o modelo digital de dossel (DCM) com resolução de 1 m. O DCM é produzido subtraindo o modelo digital de terreno (DTM) do modelo digital de superfície (DSM). O modelo de superfície de dossel é composto por todos os retornos úteis da amostra feita pelo LiDAR, que estão presentes no contorno do dossel da floresta amostrada, com suas respectivas elevações em relação ao nível do mar. A criação do modelo digital de dossel foi feita na base MS-DOS, por meio do comando Canopymodel do *Software* Fusion, e visualizado no programa PDQ Data Viewer.

Modelos digitais do terreno são elaborados a partir de dados brutos do Lidar. Os modelos gerados no programa Fusion são exportados para o ArcGis, onde podem ser obtidos novos dados relacionados à hidrografia, topografia, biomassa e impacto sobre a floresta, auxiliando assim a elaboração e execução de planos de manejo florestal. Os modelos digitais do terreno criados pelo Fusion podem ser abertos e editados em outros programas de geoprocessamento. Para que isso seja possível, o modelo deve ser convertido do formato DTM para o formato ASCII.

A geração do modelo de superfície de dossel foi realizada através da linha de comando (linha de comando 3 disponível em d'Oliveira; Figueiredo; Papa, 2014). A edição do arquivo BAT com os parâmetros do modelo e a execução da linha de comando foram feitas primeiro gerando imagens de referência a partir de amostras de dados obtidos com sistema LiDAR (arquivos .LAS ou .LDA). Em seguida, foi realizada a adição de dados brutos (arquivos .LAS e .LDA) no Fusion, para então, realizar visualização de amostra de dados Lidar em três dimensões no LiDAR Data Viewer. Após finalizar esta etapa, foi realizada a conversão de arquivos DTM para o formato ASCII e definido o sistema de projeções de coordenadas, para posterior conversão do modelo de superfície do formato ASCII para raster (imagem), por meio do comando ASCII to Raster do ArcGis.

O modelo de altura do dossel foi gerado pelo comando Canopy height model (CHM) do programa Fusion, adicionado do parâmetro ground, que faz a normalização das elevações da superfície tornando o terreno plano. Com esse procedimento é possível comparar as alturas das copas de árvores individuais, estimar (em diferentes alturas) e fazer comparações multitemporais da cobertura vegetal da floresta amostrada. A partir do modelo de altura de dossel exportado para o ArcGis, modelos de cobertura vegetal a diferentes alturas acima da superfície podem ser criados. Esses modelos são usados para estimar parâmetros estruturais da floresta e comparar áreas de cobertura vegetal antes e após a exploração. Quando duas ou mais amostras de LiDAR são obtidas, cobrindo a mesma área em tempos diferentes, é possível comparar a variação na cobertura de vegetação a uma determinada altura dessa área. Esse modelo pode ser usado de forma a avaliar os impactos produzidos por causas naturais (ventos, secas ou mesmo incêndios florestais) ou antrópicas no caso de mudança no uso da terra ou exploração florestal.

Para quantificar a distribuição e frequência de tamanho de clareiras utilizamos a metodologia sugerida por Asner *et al*. (2013) e Zhang (2008), onde a detecção de clareiras se baseia na variação da altura da árvore que rodeia o espaço. O sistema LIDAR somente fornece coordenadas horizontais e elevações verticais de medições pontuais referenciadas a um datum vertical. As elevações da superfície do solo devem ser removidas das medições LIDAR para obter verdadeiras alturas de árvore. A classificação das clareiras foi realizada no ArcMap onde foram identificados os dados com 0-5m de altura utilizando a função reclassify localizada no Arctool box opção Spatial Analyst Tools - reclass e depois de calculada a área de cada clareira foram selecionadas as clareiras com no mínimo de 10m² de área através da tabela de atributos (Figura 08).

No *software* RStudio os dados das clareiras de cada ano foram então transformados de número decimais para inteiros para desta forma extrair as contagens de observações dentro de cada classe de tamanho e, em seguida, foram plotados em uma escala logarítmica conforme apresentado detalhadamente no apêndice 01.

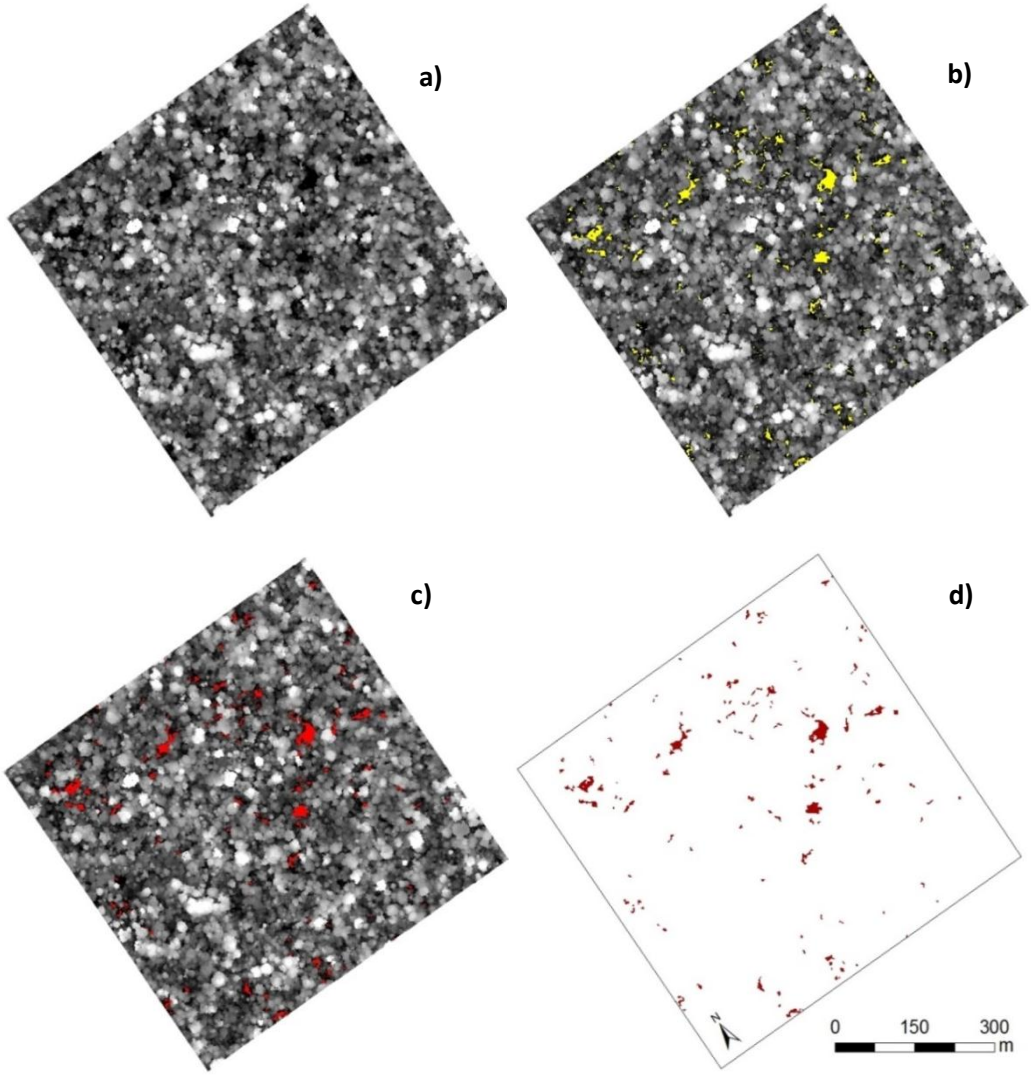

Figura 08 - Processamento dos dados LiDAR para classificação das clareiras. a) Modelo Altura do Dossel (CHM) produzido com dados LiDAR coletados na Floresta Estadual do Antimary. b) Clareiras (amarelo) identificadas com o modelo de altura do dossel (CHM). c) Seleção das clareiras com área mínima de 10m² em vermelho. d) Produto final vetores das clareiras.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Estrutura da regeneração natural

Foram identificados 5.937 indivíduos em 146 parcelas, onde considerando a densidade da regeneração natural, de forma geral não foram encontradas diferenças significativas entre os diferentes níveis de perturbação para todas as idades analisadas *(p* ≥ 0,08; Figura 09; A2). A similaridade entre as densidades das áreas perturbadas desde um ano de exploração demonstra o rápido recrutamento após a exploração florestal como reportado por outros autores previamente (Duah-Gyamfi *et al*., 2014; Karsten *et al*., 2014; Magnusson *et al*., 1999; Mostacedo *et al*., 2009; Rockwell *et al*., 2014; Soriano *et al*., 2012; Toledo-Aceves *et al*., 2009). Por exemplo, em estudo realizado na Guiana foram encontrados resultados que demonstram um efeito neutro da exploração florestal na regeneração natural para determinados grupos de espécies (Rivett *et al*., 2016). Por outro lado, em estudos realizados na Bolívia (Fredericksen and Pariona, 2002; Soriano *et al*., 2012) foram encontrados efeitos positivos na regeneração natural onde a regeneração foi favorecida em ambientes diretamente afetados pela exploração.

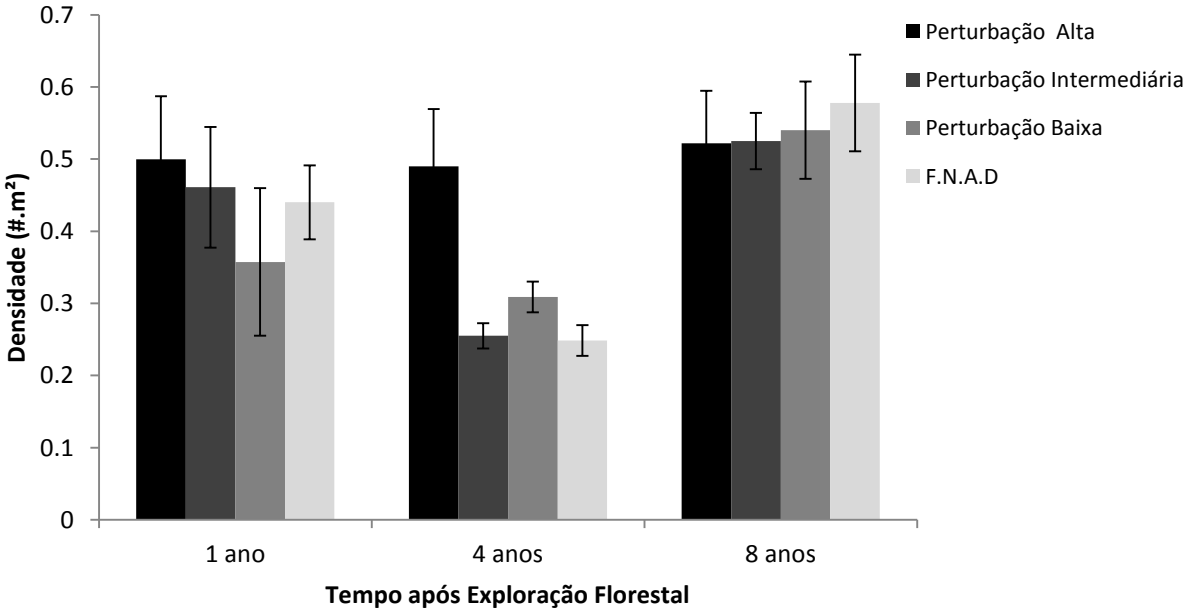

Figura 09 - Densidade média da regeneração natural (#/m²; média ± se) em diferentes níveis de perturbação ao longo de oito anos desde a exploração florestal perturbação e floresta não afetada diretamente (F.N.A.D).

Quando consideradas as classes de tamanho, um ano após exploração, as áreas com níveis altos ($p \leq 0{,}001$; A3) e intermediários de perturbação ($p \leq 0{,}01$; A3) divergiram da área controle (Figura 10), todas as outras idades não apresentaram diferenças significativas. A classe 1 (≥ 50 cm e ≤ 1 m de altura) foi mais abundante um ano após a exploração e a classe 2 (>1 m e ≤ 3 m de altura) foi mais abundante oito anos após a exploração.

Estes resultados corroboram os resultados encontrados em estudo realizado no México onde a maior densidade de plântulas e mudas ocorreu em áreas com perturbação alta e intermediária depois da exploração (Toledo-Aceves *et al*., 2009). Mas como demonstrado em outros estudos as mudanças na densidade da regeneração natural são passageiras, durando poucos anos (Duah-Gyamfi *et al*., 2014).

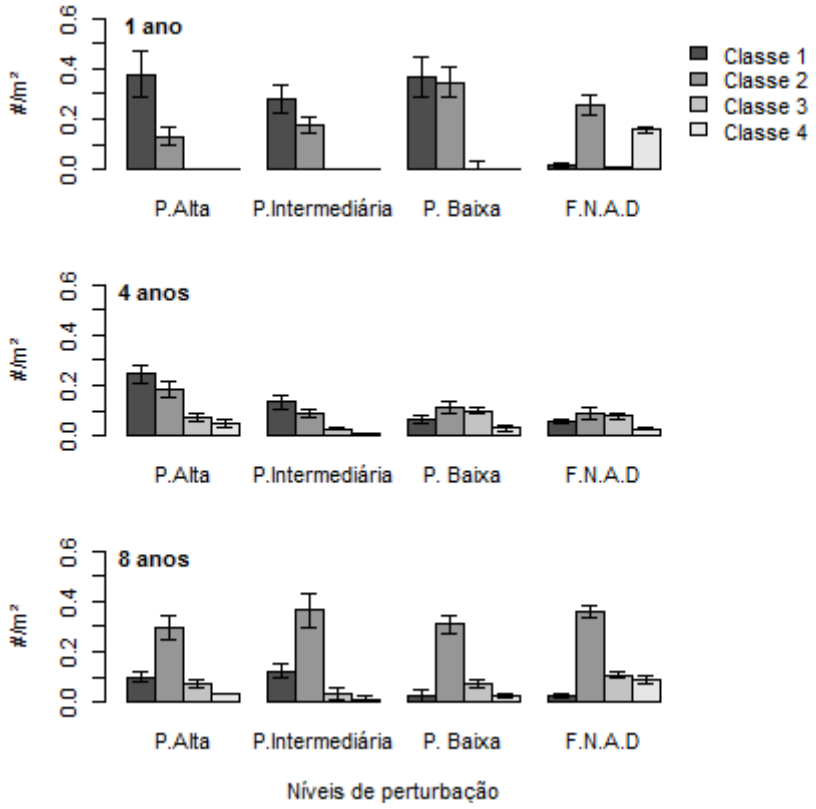

Figura 10 - Classes de tamanho da regeneração natural nos diferentes níveis de perturbação e floresta não afetada diretamente (F.N.A.D). Onde: Classe 1: ≥ 50 cm e ≤ 1 m de altura; Classe 2: >1 m e ≤ 3 m de altura; Classe 3: >3 m e ≤ 5 cm DAP e Classe 4: 5-10 cm DAP. Onde: P. Alta = Perturbação Alta; P. Intermediária =Perturbação Intermediárias; P. Baixa = Perturbação Baixa; F.N.A.D= Floresta Não Afetada Diretamente.

As espécies pioneiras (Figura 11) apresentaram uma densidade relativa alta nos ambientes com alta perturbação para todos os anos analisados ($p \leq 0{,}001$; A4) e nas áreas com perturbação intermediária, apenas no primeiro ano após a exploração florestal ($p \leq 0{,}001$; A4). Quanto às espécies não pioneiras apenas as áreas com um ano de exploração apresentaram diferenças significativas nos ambientes com perturbação alta e intermediária ($p \leq 0{,}001$; A5).

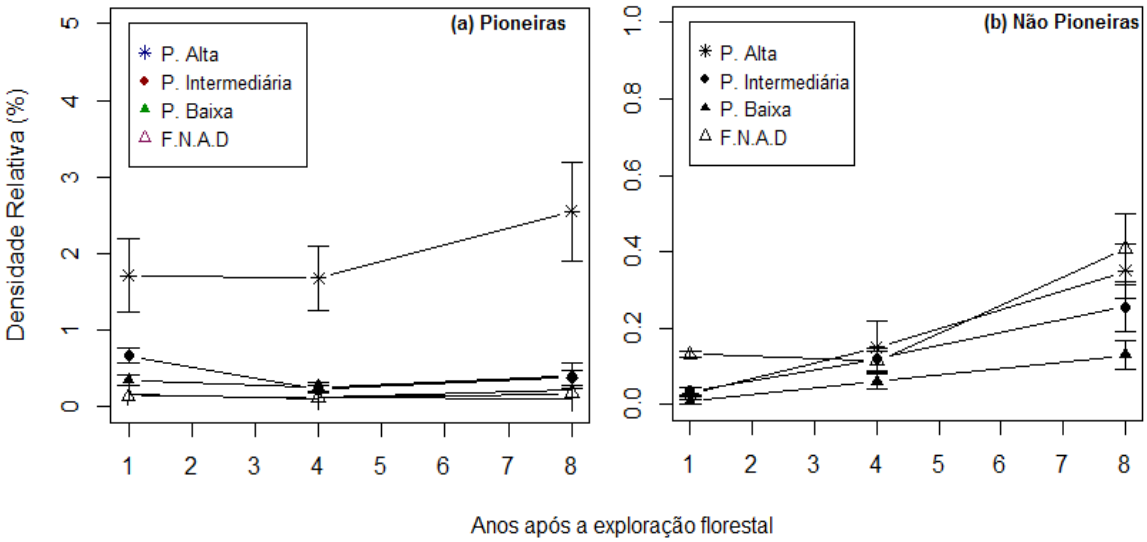

Figura 11 - Densidade relativa de espécies pioneiras e não pioneiras nos diferentes níveis de perturbação e floresta não afetada diretamente (F.N.A.D) presentes na área de estudo (a) pioneiras e (b) não pioneiras. Onde: P. Alta = Perturbação Alta; P. Intermediária =Perturbação Intermediárias; P. Baixa = Perturbação Baixa; FNDA= Floresta Não Afetada Diretamente.

Assim como esperado a regeneração de pioneiras foi ampliada principalmente nos ambientes com alta perturbação (Duah-Gyamfi *et al*., 2014; Fredericksen and Mostacedo, 2000; Swaine and Agyeman, 2008; Toledo-Aceves *et al*., 2009). Oito anos após a exploração, a densidade continuou alta nos ambientes com perturbação alta, áreas estas onde os distúrbios nas características físicas dos solos são maiores (Dickinson *et al*., 2000; Fredericksen and Pariona, 2002; Sloan *et al*., 1995) e a abertura do dossel mais extensas (d'Oliveira and Ribas, 2011; Fredericksen and Mostacedo, 2000; Toledo-Aceves *et al*., 2009) favorecendo este grupo ecológico.

Devemos ressaltar que o declínio das espécies pioneiras ao longo do tempo se dá principalmente nas espécies pioneiras de vida curta como *Cecropia* sp., *Vismia* sp. e *Sapium marmieri*. No entanto, espécies pioneiras de

vida longa como *Cedrela odorata*, *Jacaranda copaia* e *Handroanthus serratifolius,* que são espécies comerciais comumente incluídas na lista de corte, permaneceram com densidade alta nos ambientes perturbados. Espécies como *Cecropia* sp. colonizam clareiras com menos de três anos de abertura e com pelo menos 100 m² (Alvarez-Buylla and Martinez-Ramos, 1992; Rivett *et al*., 2016).

5.2. Composição Florística da regeneração natural

A ordenação de 170 espécies distribuídas em 51 famílias explicou 52% da variação no primeiro eixo. Parcelas com um ano de exploração apresentaram uma composição diferente das demais idades (Figura 12), e apenas as áreas com um ano divergiram das áreas de floresta não afetadas diretamente pela exploração florestal ($p \leq 0{,}022$). Por outro lado Rivett; Bicknell; Davies (2016) em estudo realizado na Guiana encontraram diferenças na composição florística apenas 4,5 anos após a exploração florestal. Tais divergências entre os resultados podem ser explicadas pelas diferenças de intensidade de corte e nas características do sítio.

A diversidade de espécies na área com um ano de exploração variou para todos os níveis de perturbação ($p < 0{,}001$; A5), onde entre os ambientes perturbados as áreas com perturbação intermediária apresentaram maiores valores de diversidade. Quatro e oito anos após a exploração, a diversidade variou apenas nos ambientes com alta perturbação ($p \leq 0{,}001$; A6), que apresentaram os menores valores de diversidade em todos os anos.

Embora exista a necessidade de reduzir impactos na floresta, Schwartz *et al*.(2014) ressalta que a heterogeneidade de ambientes com diferentes níveis de perturbação criados com a exploração florestal é importante para manter a sustentabilidade do manejo, pois as espécies florestais possuem diferentes requisitos para sua sobrevivência.

De acordo com Karsten (2014) a autoecologia de espécies é variável assim como suas respostas aos distúrbios são complexas. Os impactos da exploração florestal não são distribuídos uniformemente ao longo da floresta assim como os efeitos na diversidade de espécies. Segundo Darrigo *et al*. (2016), embora as mudanças na composição florística, ocasionadas pelas

atividades antropogênicas, como a exploração florestal, sejam difíceis de mensurar, estes efeitos podem alterar a comunidade de espécies arbóreas no longo prazo. Clark; Covey (2012), por exemplo, encontraram um efeito negativo da exploração florestal na diversidade de espécies em regiões tropicais e temperadas.

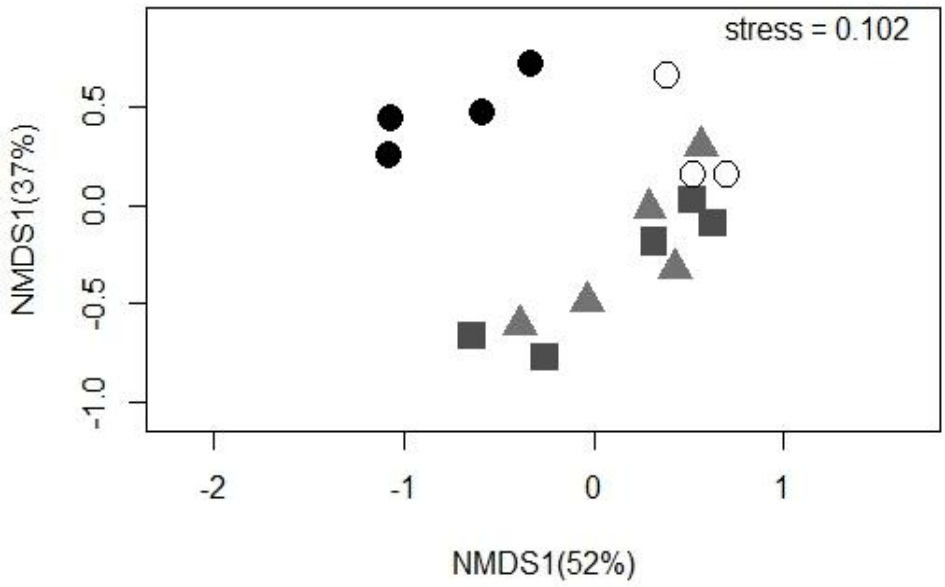

Figura 12 - Ordenação das espécies florestais da regeneração natural utilizando o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) um, quatro e oito anos após a exploração florestal. Os círculos pretos são as áreas com um ano, os quadrados cinza são as áreas com quatro anos, os triângulos cinza são as áreas com oito anos após a exploração e os círculos brancos são as áreas de floresta não afetadas diretamente pela exploração florestal (F.N.A.D.). O primeiro eixo do NMDS explicou 52% da variação, e o segundo eixo 37%. Stress = 0.11. (PERMANOVA: 1 ano versus 4 anos: F = 3.12, p = 0.009; 1 ano versus 8 anos: F = 3.48, p = 0.013; 4 anos versus 8 anos: F = 0.98, p = 0.472; 1 ano versus F.N.A.D: F=4.105, p=0.022; 4 anos versus F.N.A.D: F=1.83, p=0.134; 8 anos versus F.N.A.D: F=1.83, p=0.125).

Devemos ressaltar que são esperadas diferenças anuais na dispersão de sementes (Duah-Gyamfi *et al*., 2014) causando variações na composição de espécies. Outro fato que deve ser levado em consideração é o efeito da fragmentação no banco de sementes da floresta (Sousa *et al*., 2017), que ocasiona mudanças na chuva de sementes.

Tabela 05. Índices de diversidade de espécies nos diferentes níveis de perturbação e floresta não afetada diretamente (F.N.D.A) presentes na área de estudo.

Nível de perturbação	1 ano	4 anos	8 anos
	α	α	α
Perturbação Alta	9,28	14,52	16,80
Perturbação Intermediária	20,39	38,30	27,09
Perturbação Baixa	11,44	32,11	29,03
F.N.A.D	26,93	23,64	29,16

No caso dos ambientes com altos níveis de perturbação ocorre ainda retirada da camada superficial do solo e consequentemente a eliminação parcial ou total do banco de sementes do solo. Segundo Schwartz *et al*. (2017) os níveis baixos de distúrbios no solo promovem uma alta diversidade enquanto altos níveis de perturbação no solo resultam em baixa diversidade de espécies arbóreas. Ainda de acordo com Schwartz *et al*.,(2014) podemos sugerir que o aumento na intensidade de exploração reduz a probabilidade da floresta retornar a sua composição florística. Entretanto, de acordo com Chaudhary *et al*. (2016) seria errôneo tomar decisões sobre a sustentabilidade do manejo com base unicamente na classificação dos impactos da diversidade alfa, pois devem ser considerados os impactos em escala regional e dentro do contexto da heterogeneidade de paisagens e não apenas em nível de parcelas. Para Braz e Mattos (2015) para os próximos ciclos de cortes devem ser esperadas uma estrutura e composição diferente da original, mas ainda assim devem ser consideradas sustentáveis.

5.3. Dinâmica da Regeneração Natural

5.3.1. Taxa de mortalidade

Dois anos após a exploração florestal a taxa de mortalidade (Figura 13) foi alta nas áreas com perturbação intermediária (p = 0.004; A7) seguida das áreas com perturbação alta (p = 0.023; A7). Apenas áreas com perturbação baixa não divergiram das áreas de floresta não afetadas diretamente pela exploração (p = 0.87; A7).

Três anos após a exploração a taxa de mortalidade foi mais alta nos ambientes com nível de perturbação alta (*p* = 0.001; A7) seguida pelos ambientes com nível de perturbação baixa (*p* = 0.021; A7).

As altas taxas de mortalidade encontradas nos ambientes mais perturbados estão de acordo com os resultados de outros estudos realizados em regiões tropicais (Darrigo *et al*., 2016; Schwartz *et al*., 2014). Por exemplo, d'Oliveira e Ribas (2011) encontraram baixa mortalidade nas clareiras pequenas de até 100 m² e alta mortalidade nas clareiras médias e grandes (400-1200 m²). De acordo com Schwartz *et al*., (2014) o aumento da taxa mortalidade indica que nos anos iniciais a exploração florestal tem influência direta na sobrevivência das plântulas e mudas. Por outro lado Duah-Gyamfi *et al*. (2014) encontrou maiores taxas de mortalidade nos ambientes não explorados, mas as taxas diminuíram depois de sete anos da exploração.

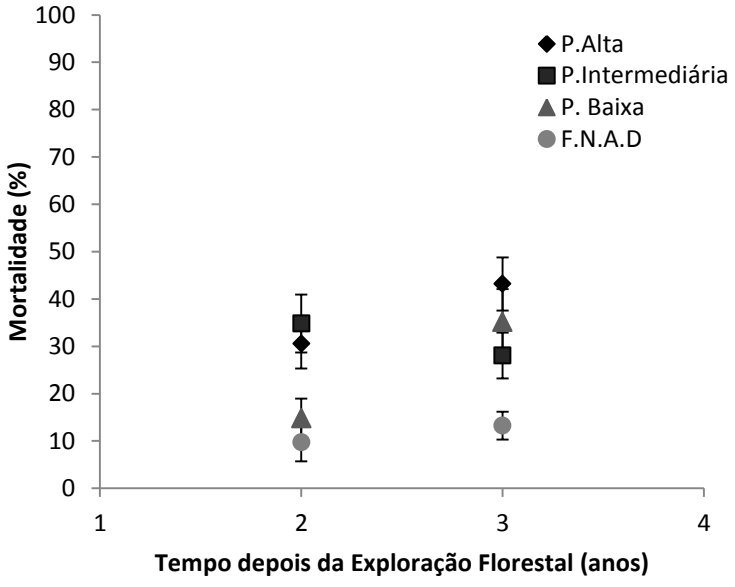

Figura 13 - Mortalidade anual da regeneração natural por nível de perturbação após dois e três anos da exploração florestal na Floresta Estadual do Antimary, Acre. Onde: P. Alta = Perturbação Alta; P. Intermediária =Perturbação Intermediárias; P. Baixa = Perturbação Baixa; FNDA= Floresta Não Afetada Diretamente.

Nos anos seguintes à ocorrência dos distúrbios, é esperado um aumento na mortalidade e uma diminuição no recrutamento (D'oliveira *et al*., 2011). Embora o aumento da mortalidade seja um comportamento natural da dinâmica da

floresta, alguns fatores podem ampliar essa mortalidade em áreas perturbadas, como as interrupções nas interações bióticas (Clark and Clark, 2001), falta de umidade e compactação do solo (Clark and Covey, 2012; Hattori *et al*., 2013).

A mortalidade de plântulas tem sido o mecanismo para particionamento de clareiras e da sua zona circundante, onde espécies que persistem num longo período na sombra aumentam suas chances de sobrevivência, sendo esta uma estratégia para competir por espaço (Brown, 1996). D'angelo *et al*. (2004), cita três fatores que podem aumentar a mortalidade de árvores desde jovens a adultas, são eles: estresse microclimático, danos por vento e proliferação de lianas. Perturbações na floresta de origem natural ou antrópica como ocorrência de ventos, fogo ou exploração florestal podem criar um cenário ideal para plantas pioneiras agressivas como lianas (Grauel and Putz, 2004) e bambus (Griscom and P. Mark S. Ashton, 2003) limitando o crescimento, aumentando a mortalidade da regeneração de espécies de valor comercial (Rockwell *et al*., 2014).

5.3.2. Taxa de recrutamento

A taxa de recrutamento (Figura 14) após dois anos da exploração florestal apresentou diferença significativa apenas nos ambientes com perturbação alta (p = 0.011; A8), que apresentaram os maiores valores. Três anos após a exploração não foram observadas diferenças significativas nas taxas de recrutamento nas áreas com diferentes níveis de perturbação (p > 0.46; A8), o que vai de acordo com os resultados encontrados por d'Oliveira e Ribas (2011) que não encontraram diferenças significativas no recrutamento em diferentes tamanhos de clareiras após dois anos de abertura.

Segundo Duah-Gyamfi *et al*. (2014) as perturbações no solo favorecem o recrutamento de espécies arbóreas, mas de acordo com o mesmo autor essas taxas não variam de acordo com os diferentes níveis de perturbação do solo. Como ressaltado por Schwartz *et al*. (2017), principalmente as espécies pioneiras são favorecidas pelas condições de solo e disponibilidade de luz criadas pela exploração florestal. O recrutamento de plântulas é geralmente afetado pela disponibilidade de luz (Dupuy and Chazdon, 2005).

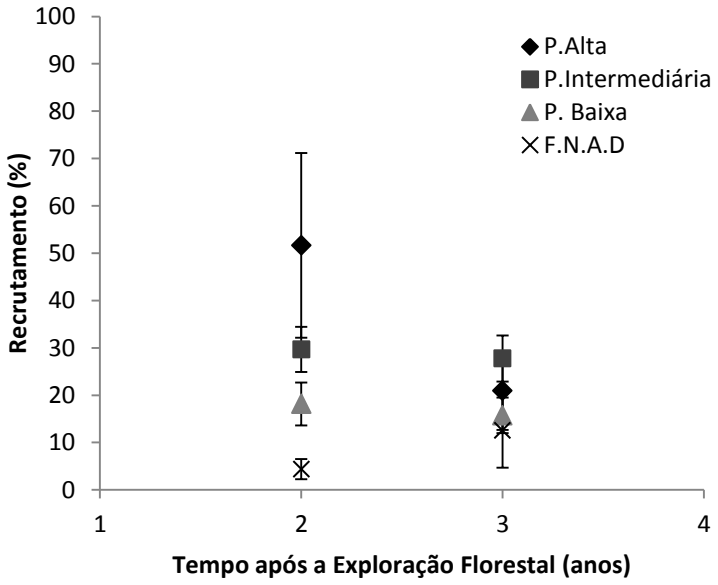

Figura 8 - Recrutamento anual da regeneração natural por nível de perturbação após dois e três anos da exploração florestal na Floresta Estadual do Antimary, Acre. Onde: P. Alta = Perturbação Alta; P. Intermediária =Perturbação Intermediárias; P. Baixa = Perturbação Baixa; FNDA= Floresta Não Afetada Diretamente.

5.3.3. Taxa de crescimento

Apenas nas áreas com perturbação alta as taxas de crescimento (Figura 15) divergiram das áreas de floresta não afetadas diretamente (p = 0.00; A9). Darrigo *et al*. (2016) também encontrou efeito positivo na aceleração do crescimento nas áreas exploradas recentemente. Outros autores também encontraram uma alta taxa de crescimento nos ambientes mais perturbados pela exploração florestal e uma taxa de crescimento baixa nas áreas não perturbadas (d'Oliveira and Ribas, 2011; Darrigo *et al*., 2016; Van Rheenen *et al*., 2004).

Estudos envolvendo a colonização de clareiras demonstram que a abertura do dossel cria condições que favorecem temporariamente o estabelecimento de um grande número de espécies florestais intolerantes a sombra (Brown, 1996; Wright *et al*., 2003). De acordo com Fraver; Brokaw; Smith (1998), a duração da fase clareira é de aproximadamente de quatro a seis anos, esta fase é caracterizada pelo aumento da taxa de crescimento das plântulas (Denslow and Hartshorn, 1994), recrutamento e em alguns casos

sobrevivência (Augspurger and Franson, 1988). Distúrbios naturais ou de origem antropogênica são importantes para acelerar o crescimento de espécies suprimidas (Brokaw, 1985)

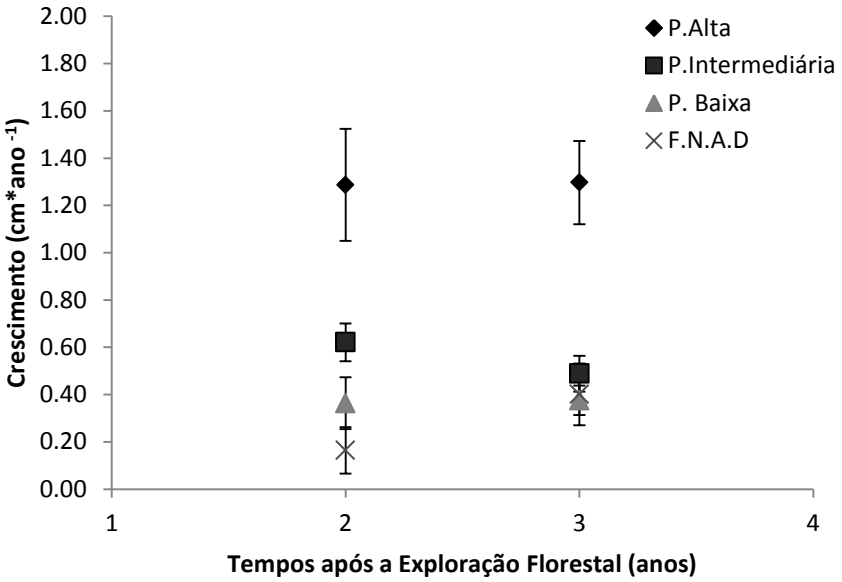

Figura 9 - Crescimento anual da regeneração natural por nível de perturbação após dois e três anos da exploração florestal na Floresta Estadual do Antimary, Acre. Onde: P. Alta = Perturbação Alta; P. Intermediária =Perturbação Intermediárias; P. Baixa = Perturbação Baixa; FNDA= Floresta Não Afetada Diretamente.

5.4. Efeitos da exploração na disponibilidade de luz e propriedades físicas do solo

Um ano após a exploração o percentual de abertura do dossel (Figura 16) foi mais elevado nas áreas com perturbação alta seguida pelas áreas de perturbação mais baixa ($p \leq 0{,}001$; A10). Quatro e oito anos após a exploração a abertura do dossel não ultrapassou 10% e as áreas não apresentam diferenças significativas ($p \geq 0{,}69$; A9).

O fechamento do dossel após a exploração florestal foi rápido, onde depois de quatro anos as áreas apresentaram valores semelhantes as áreas não afetadas diretamente pela exploração. Duah-Gyamfi *et al*. (2014) encontrou resultados similares em Gana, onde o dossel fechou após três anos.

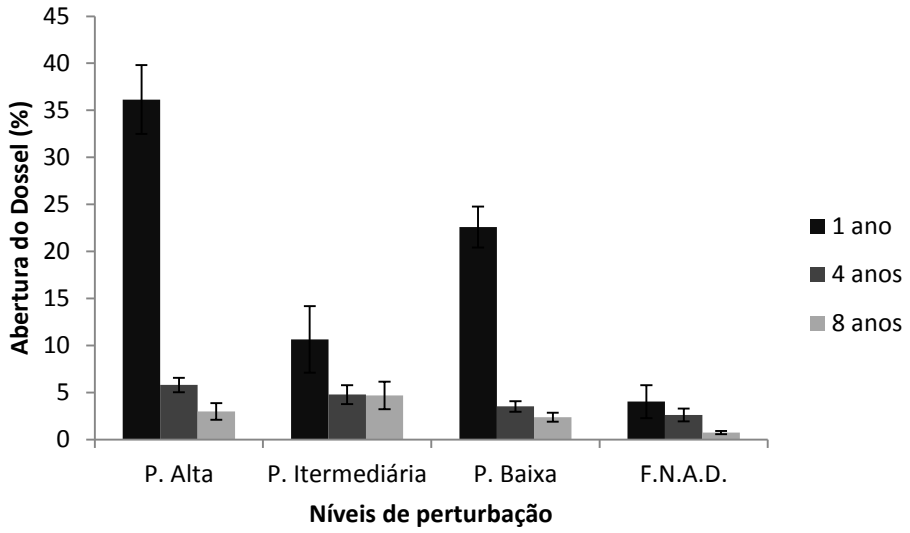

Figura 16 - Abertura do dossel para os diferentes níveis de perturbação e floresta não afetada diretamente (F.N.D.A) até oito anos após a exploração florestal na Floresta Estadual do Antimary. Onde: P. Alta = Perturbação Alta; P. Intermediária =Perturbação Intermediárias; P. Baixa = Perturbação Baixa; FNDA= Floresta Não Afetada Diretamente.

As clareiras menores têm maiores chances de se recomporem mais rapidamente. Darrigo *et al*. (2016) encontrou resultados na Amazônia Central que indicam um retorno a valores similares ao anterior à exploração florestal depois de cinco anos. O tamanho das clareiras das árvores abatidas varia de acordo com a espécie e tamanho das árvores sendo que alguns estudos relatam valores de 90 m² em Belize (Arevalo *et al*., 2016), 300 – 500 m² na Amazônia Brasileira (D'Oliveira, 2000) e 591-1022 m² na Bolívia (Jackson *et al*., 2002). No caso dos pátios de estocagem os tamanhos seguem os padrões estabelecidos na IN 04 (MMA, 2002), onde ficam determinadas as dimensões máximas de 20 x 25 m² perfazendo uma área de 500 m². Em outras regiões tropicais, como Bolívia e Peru, encontramos um tamanho médio de 1000 - 1200 m² (Asner; Keller; Silva, 2004; Jackson; Karsten; Meilby; Larsen, 2014).

De acordo com a classificação simplificada da Embrapa (dos Santos *et al*., 2015), os solos da área com um ano de exploração (UPA 2013) apresentam textura do tipo argilosa e as áreas com quatro (UPA 2010) e oito anos (UPA 2007) apresentam textura média (Tabela 6). Foram observadas variações na textura de acordo com o nível de perturbação, principalmente nas

áreas com alta perturbação. Tais variações são ocasionadas pelo tipo de preparação da área e o tipo de atividade realizada na mesma.

Tabela 06 - Granulometria das três UPAs estudadas na Floresta Estadual do Antimary

	Componente			**Componente**			**Componente**		
	Areia	**Argila**	**Silte**	**Areia**	**Argila**	**Silte**	**Areia**	**Argila**	**Silte**
	UPA 1 ano			**UPA 4 anos**			**UPA 8 anos**		
Nível de Perturbação				**Profundidade 2,5-7,5 cm**					
Perturbação Alta	87,98	368,57	543,44	548,61	209,61	241,77	589,91	229,47	180,60
Perturbação Intermediária	163,59	408,97	427,43	623,86	170,37	205,75	649,18	231,42	119,39
Não Perturbada	143,79	352,50	503,69	638,09	182,27	179,26	609,69	214,50	176,62
				Profundidade 12,5 - 17,5 cm					
Perturbação Alta	87,98	368,57	543,44	479,58	246,89	273,52	532,32	224,82	242,84
Perturbação Intermediária	163,59	408,97	427,43	573,61	194,72	231,66	578,14	139,62	282,22
Não Perturbada	143,79	352,50	503,69	567,28	223,33	209,37	557,86	213,89	228,24
				Profundidade 32,5 - 37,5 cm					
Perturbação Alta	82,51	460,35	457,13	482,48	260,03	257,47	573,60	215,87	210,52
Perturbação Intermediária	72,47	582,62	344,89	571,44	211,50	217,04	555,46	168,16	276,36
Não Perturbada	144,53	382,17	473,28	537,07	242,71	220,20	539,43	233,71	226,85

Quanto a densidade aparente, um ano após a exploração, na profundidade de 5 cm foi alta nas áreas com perturbação alta ($p < 0,0001$; A11). As áreas com perturbação alta apresentaram valores de densidade aparente altos em todas as profundidades apenas quatro anos após a exploração fllorestal ($p < 0,0001$; A11). Oito anos após exploração não foram encontradas diferenças significativas ($p > 0,50$; A11) nos valores de densidade aparente do solo entre os diferentes níveis de perturbação nas diferentes profundidades (Figura 17).

As características do solo das áreas com quatro anos de exploração, aliadas com a preparação dos pátios de estocagem, onde são retiradas as camadas superficiais com matéria orgânica, aumentando os teores de argila, como descrito na tabela 06, podem explicar os altos valores de densidade aparente observados nas diferentes camadas das áreas com perturbação alta.

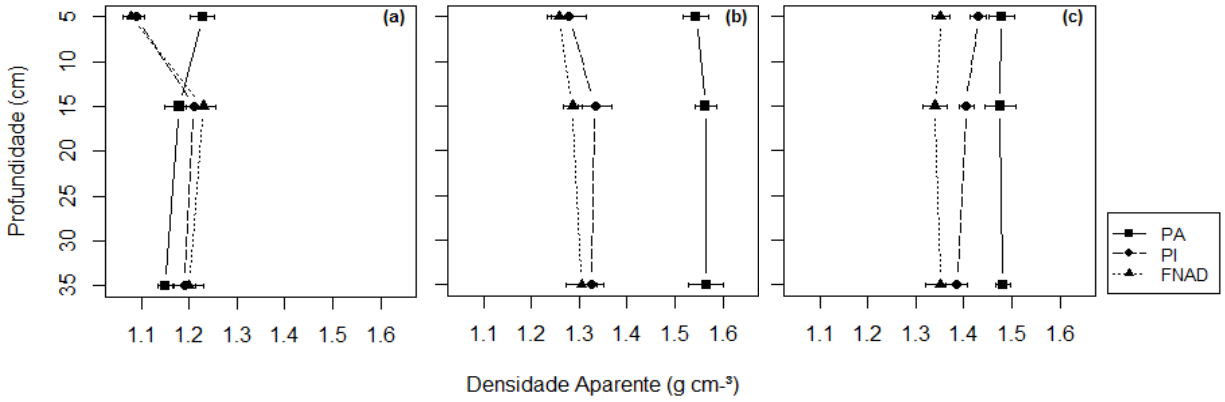

Figura 17 - Densidade aparente do solo para três profundidades e diferentes níveis de perturbação até oito anos após a exploração florestal. Onde: PA = Perturbação Alta; PI=Perturbação Intermediárias; FNDA= Floresta Não Afetada Diretamente.

Os ambientes com perturbação alta apresentaram maiores valores de resistência do solo à penetração nas áreas com um e quatro anos de exploração (Figura 18). Nas profundidades iniciais (0-10 cm) apenas os ambientes com perturbações intermediárias não apresentaram diferenças significativas (p = 0,98; A12). Nas profundidades de 15 cm e 35 cm todas as apresentaram diferenças significativas (p = 0,00; A12).

A recuperação dos valores de densidade aparente nas áreas mais perturbadas, depois de oito anos corrobora os resultados encontrados na Amazônia central brasileira por Darrigo *et al*.(2016). Contudo, divergiu fortemente dos resultados encontrados por Hattori *et al*. (2013) na Malásia, onde foram encontrados efeitos da compactação causada pela exploração florestal após 20 anos. Possivelmente, estas divergências são em função da intensidade da exploração na Malásia ser maior e pelas diferenças nas técnicas adotadas na exploração. Nossos resultados se deram provavelmente pela baixa intensidade de exploração, além da utilização de técnicas de escoamento da madeira onde as toras permanecem por pouco tempo nos pátios intermediários localizados dentro do talhão, sendo levadas para o pátio principal localizado fora do talhão, utilizando pequenos caminhões, com 10 toneladas em média, de forma a não estocar grandes quantidades nos pátios por um longo período. Outro fator importante citado por Pinard; Barker; Tay (2000) é a restrição de condições climáticas para realização das atividades de exploração, que contribuem para diminuição do impacto. No caso da Amazônia

a realização das atividades se restringe a estação mais seca, o verão amazônico.

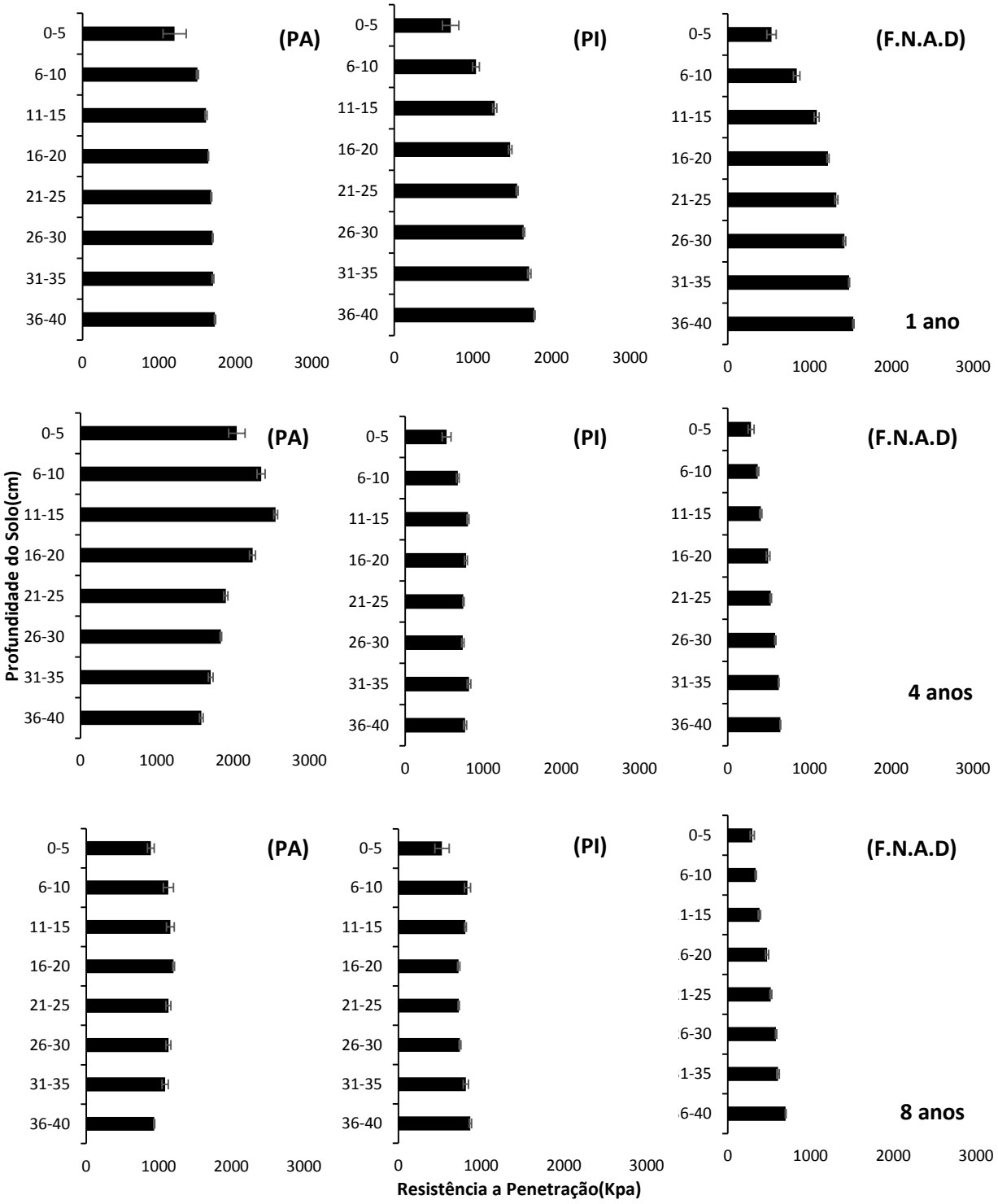

Figura 18 - Resistência do solo a penetração na profundidade de 0-40 cm ao longo de oito anos desde a exploração florestal na Floresta Estadual do Antimary. Onde: PA= Perturbação Alta; PI = Perturbação Intermediária; F.N.A.D = Floresta Não Afetada Diretamente.

5.5. Áreas afetadas diretamente pela exploração florestal

O percentual de área diretamente afetada pela exploração florestal variou de 7.0 a 8.6% conforme apresentado na tabela 07. Onde as clareiras das árvores abatidas representam o maior percentual de perturbação (3,0 – 3,7 %).

Tabela 07 - Áreas afetadas diretamente pela exploração florestal estimadas com dados LiDAR em três UPAs com diferentes idades na Floresta Estadual do Antimary.

UPA analisada	Trilhas de arraste (%)	Estradas Secundárias (%)	Pátios (%)	Clareiras das árvores (%)	Área total perturbada (%)
UPA 1 ano *	2,2	0,9	0,2	3,7	7,0
UPA 4 anos	3,2	1,6	0,3	3,5	8,6
UPA 8 anos**	2,9	1,3	0,2	3,0	7,5

(*) Dados coletados dois anos após exploração.

(**) Dados estimados com valores médios das outras áreas.

O percentual de área afetada pela exploração florestal foi similar a outros trabalhos realizados em regiões tropicais onde também foram adotadas práticas de exploração de impacto reduzido como (Arevalo *et al*., 2016; Olander *et al*., 2005; Pereira *et al*., 2002). Em todos os trabalhos citados as clareiras das áreas abatidas representam metade da área total afetada, cerca de 3,5%. Asner; Keller; Silva (2004), encontraram um percentual 5,8±1,9% de área afetada na Amazônia oriental, enquanto Pereira *et al*.(2002) encontraram valores de 7,9% de área afetada na mesma região e Arevalo *et al*. (2016) estimaram 7% de área diretamente afetada em Belize. Embora tenham utilizado outras metodologias, tais resultados são estimativas confiáveis e importantes para comparação. Todos os valores encontrados em nosso estudo para as diferentes infraestruturas da exploração florestal estão dentro dos valores previstos em lei (CONAMA, 2009; MMA, 2006).

Em contraste estudos que avaliaram distúrbios gerados pela exploração convencional no Brasil e Bolívia encontram valores de 10,5% (Asner *et al*., 2004) até 25% (Jackson *et al*., 2002). Onde apenas os danos causados pelo arraste das toras representam cerca de 6,5 – 7,3% da área diretamente afetada pela exploração florestal. De acordo com Asner; Keller; Silva (2004) a exploração utilizando técnicas de impacto reduzido quando comparada com a

exploração convencional produz baixo dano embora estes persistam após três anos de recuperação.

A utilização de dados LiDAR nos trouxe estimativas confiáveis dos valores de áreas perturbadas mas é necessário cuidado com a resolução temporal ou seja o período de tempo entre a exploração florestal e a aquisição dos dados pois como a floresta regenera rapidamente em poucos anos informações podem ser perdidas. A recomendação de Ellis *et al*. (2016) é que este intervalo não deve ser superior a dois anos desde a exploração.

5.6. Frequência e distribuição de clareiras

Analisando a frequência e distribuição de clareiras antes e depois da exploração (Figura 19), não foram encontradas diferenças significativas (p = 0.25; A13). Embora possa ser observado um aumento no número de clareiras geradas a partir da exploração florestal, principalmente nas classes de tamanho pequenas (< 50 m²) e intermediárias (100 - 200 m²), foi mantido o mesmo padrão com poucas clareiras maiores que 500 m² e muitas clareiras nas classes inferiores de tamanho. Antes da exploração as clareiras com até 50 m² representavam aproximadamente 85% e depois da exploração 83% do total de clareiras nas diferentes classes de tamanho (A14).

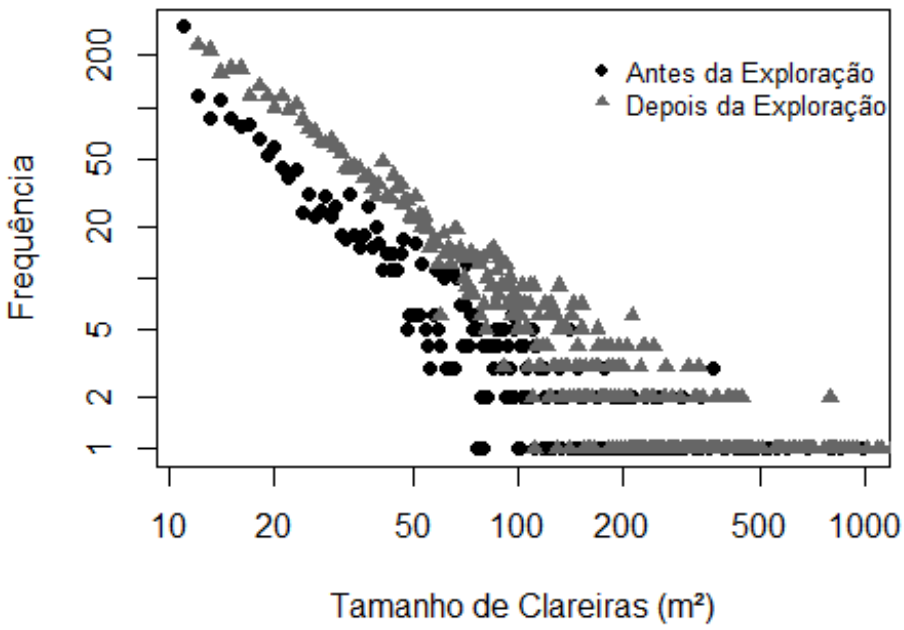

Figura 19 - Frequência de tamanhos de clareiras antes e depois da Exploração Florestal em uma UPA (Unidade de produção anual) localizada na Floresta Estadual do Antimary, Acre.

Comparando duas UPAs com intensidades de exploração parecidas não foram observadas diferenças significativas na frequência de tamanhos de clareiras (*p* = 0.25; A15), onde as duas áreas apresentaram a mesma tendência (Figura 20). As duas intensidades são abaixo de 15 m³ valores bem menores que os praticados em outras regiões da Amazônia.

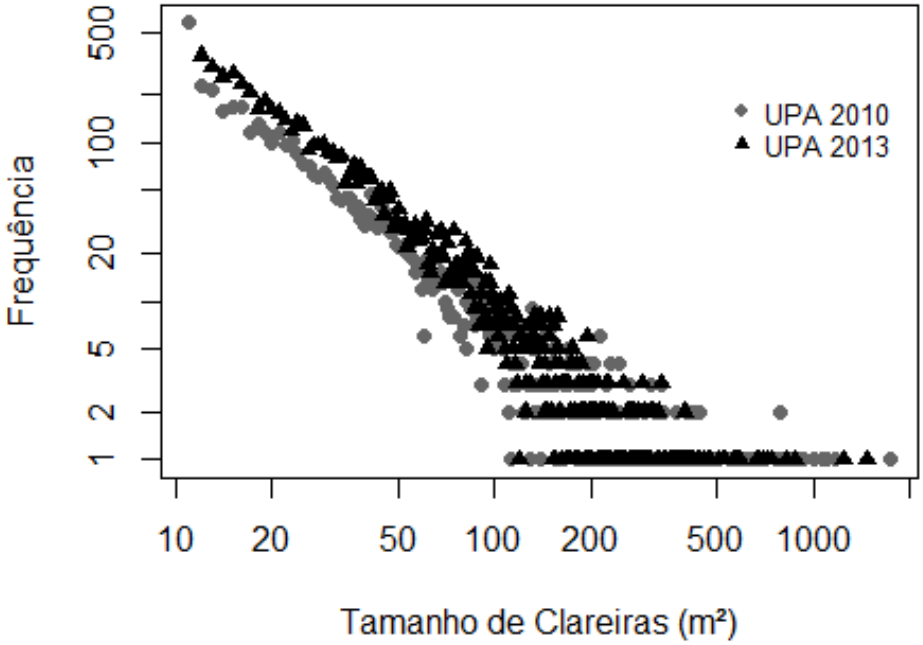

Figura 10 - Frequência de tamanhos de clareiras de duas UPAs (Unidades de Produção anual) exploradas na Floresta Estadual do Antimary, Acre.

Segundo Espirito-Santo *et al*. (2014) a mortalidade de árvores por causas naturais na Amazônia é de 1-2% sendo que apenas um terço resulta na formação de clareiras. Em estudo realizado na Amazônia Central e Oriental, Hunter *et al*. (2015), encontrou valores maiores chegando a um percentual de 2 - 4.8% de clareiras causadas por distúrbios naturais. A dinâmica de clareiras é a principal forma de turnover da floresta em regiões tropicais (Hunter *et al*., 2015), e se dá principalmente via clareiras pequenas e médias causadas pela queda natural de árvores individuais ou pequenos grupos de árvores (Espírito-Santo *et al*., 2014). Vale ressaltar que a duração da fase clareira pode ser curta, sendo observado para Amazônia poucos anos para o fechamento do

dossel (Asner *et al*., 2004). Grandes eventos naturais de distúrbios como blowdowns ocorrem em menor proporção na Amazônia Brasileira (Nelson *et al*., 2010).

A exploração florestal resulta na formação de clareiras com tamanhos variados (Asner *et al*., 2004), onde alguns fatores podem influenciar essa variação, como a espécie e tamanho da árvore abatida (Sapkota and Odén, 2009), método e intensidade da exploração (d'Oliveira and Ribas, 2011), além de outras características do sítio. Alguns estudos têm revelado que a metade dos distúrbios causados pela exploração florestal é proveniente do corte das árvores, e o restante dos impactos é causado pelo arraste das toras, estocagem e transporte (Karsten *et al*., 2014; Pereira *et al*., 2002).

Técnicas de exploração de impacto reduzido vêm sendo introduzidas para minimizar os danos causados pela exploração florestal (Putz *et al*., 2008; Putz and Romero, 2014). Embora seja um princípio do manejo florestal sustentável utilizar técnicas de exploração de impacto reduzido para minimizar os impactos, devemos ressaltar a importância dessa diversidade de microambientes gerados para sustentabilidade do manejo florestal, visto que as espécies têm diferentes necessidades (Karsten *et al*., 2014; Schwartz *et al*., 2014). Por exemplo, d'Oliveira and Ribas (2011) estudando clareiras artificiais encontraram resultados que demonstram que o tamanho ideal das clareiras seria a partir de 800 m² até 1200 m², evidenciando também a importância de clareiras maiores. Vale ressaltar que as taxas de regeneração da floresta podem estar ligadas ao tamanho, ao número e ao arranjo espacial das clareiras do dossel após a exploração (Pinard *et al*., 2000).

6. CONCLUSÃO

O efeito da exploração florestal na regeneração natural variou com a intensidade e tamanho das perturbações. Os níveis altos de perturbações apresentaram efeito negativo na diversidade de espécies, mas favoreceram o aumento da densidade relativa de espécies pioneiras e apresentaram as maiores taxas de crescimento em altura da regeneração. Enquanto os níveis intermediários de perturbação apresentaram efeito positivo na taxa de sobrevivência da regeneração das espécies arbóreas.

Os resultados demostraram que os distúrbios produzidos pela exploração florestal foram em sua maioria temporários. Após oito anos todos os parâmetros estudados apresentaram a tendência de se aproximarem dos valores obtidos para a floresta não afetada. Densidade de plântulas, riqueza de espécies, condições físicas do solo e abertura do dossel, retornaram ao estado anterior à exploração.

Todos os valores encontrados para áreas alteradas pelas operações florestais de corte, arraste e transporte de toras estiveram dentro dos valores previstos em lei. A distribuição de frequência de clareiras, de acordo com as classes de tamanho adotadas para esse estudo, não apresentou diferenças significativas entre as áreas exploradas e áreas não perturbadas, o que demonstra que a exploração florestal gera um padrão de perturbação semelhante ao observado em perturbações de origem natural.

Desta forma as técnicas de redução de impacto devem buscar um equilíbrio que produza ao mesmo tempo o impacto necessário para estimular o crescimento da floresta e a manutenção da estrutura e composição florística permitindo a recomposição das populações das espécies manejadas.

Embora sejam temporários, estes distúrbios são importantes para a dinâmica da floresta e a manutenção da biodiversidade. A diversidade de microambientes criados é fundamental para o estabelecimento das diferentes espécies florestais, sejam elas tolerantes ou intolerantes à sombra, garantindo desta forma a sustentabilidade do manejo florestal.

Dada a complexidade inerente à regeneração de espécies arbóreas tropicais são recomendados estudos complementares com um maior intervalo de tempo que possam contribuir com o melhor entendimento dos processos de sucessão após a exploração florestal.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alvarez-Buylla, E.R., Martinez-Ramos, M., 1992. Demography and Allometry of Cecropia Obtusifolia, a Neotropical Pioneer Tree - An Evaluation of the Climax-Pioneer Paradigm for Tropical Rain Forests. J. Ecol. 80, 275. doi:10.2307/2261011

Andersen, H.E., Reutebuch, S.E., McGaughey, R.J., d'Oliveira, M.V.N., Keller, M., 2014. Monitoring selective logging in western amazonia with repeat lidar flights. Remote Sens. Environ. 151, 157–165. doi:10.1016/j.rse.2013.08.049

Arevalo, B., Valladarez, J., Muschamp, S., Kay, E., Finkral, A., Roopsind, A., Putz, F.E., 2016. Effects of reduced-impact selective logging on palm regeneration in Belize. For. Ecol. Manage. 369, 155–160. doi:10.1016/j.foreco.2016.03.040

Asner, G., Knapp, D., Broadbent, E., Oliveira, P., Keller, M., Silva, J.N., 2005. Selective Logging in the Brazilian Amazon. Science (80-.). 310, 480–482.

Asner, G.P., Keller, M., Silva, J.N.M., 2004. Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. Glob. Chang. Biol. 10, 765–783. doi:10.1111/j.1529-8817.2003.00756.x

Asner, G.P., Kellner, J.R., Kennedy-Bowdoin, T., Knapp, D.E., Anderson, C., Martin, R.E., 2013. Forest Canopy Gap Distributions in the Southern Peruvian Amazon. PLoS One 8. doi:10.1371/journal.pone.0060875

Augspurger, C.K., Franson, S.E., 1988. Input of wind–dispersed seeds into light–gaps and forest sites in a Neotropical forest. J. Trop. Ecol. 4, 239. doi:10.1017/S0266467400002807

Bardales, N.G., Oliveira, T.K. de, Amaral, E.F. do, 2015. Solos e aptidão agroflorestal do Município do Bujari, Acre. Embrapa Acre 45.

Barreto, Paulo. Amaral, Paulo. Vidal, Edson. Uhl, C., 1998. Custos e benefícios do Manejo Florestal para a produção de madeira na Amazônia Oriental. Imazon Serie Amaz, 46.

Barreto, P., Souza Jr., C., Nogueron, R., Anderson, A., Salomao, R., 2005. Pressão Humana na Floresta.

Brasil, 2012. Lei N° 4771, de 15 de Setembro de 1965. 10.

Braz, E.M., Mattos, P.P. de, 2015. Manejo De Produção Em Florestas Naturais Da Amazônia: Mitos E Verdades. Rev. Nativ. 3, 292–295. doi:10.14583/2318-7670.v03n04a12

Brokaw, N.V.L., 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. Ecology. doi:10.2307/1940529

Brokaw, N.V.L., 1982. The definition of treefall gap and Its effect on measures of forest dynamics. Biotropica 14, 158–160. doi:10.2307/2387750

Brown, N., 1996. A gradient of seedling growth from the centre of a tropical rain forest canopy gap. For. Ecol. Manage. 82, 239–244. doi:10.1016/0378-1127(95)03679-2

Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S., 2016. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. Sci. Rep. 6, 23954. doi:10.1038/srep23954

Chazdon, R.L., 2012. Regeneração de florestas tropicais. Bol. do Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Nat. 7, 195–218.

Clark, D.A., Clark, D.B., 2001. Getting to the canopy: Tree height growth in a neotropical rain forest. Ecology 82, 1460–1472. doi:10.2307/2680002

Clark, J.A., Covey, K.R., 2012. Tree species richness and the logging of natural forests: A meta-analysis. For. Ecol. Manage. 276, 146–153. doi:10.1016/j.foreco.2012.04.001

Clementes, F.E., 1916. Plant Succession: An Analysis of the Development of Vegetation.

Cochrane, M.A., 2003. Fire science for rainforests. Nature 421, 913–919. doi:10.1038/nature01437

CONAMA, 2009. RESOLUÇÃO No 406, DE 02 DE FEVEREIRO DE 2009.

Condit, R., Hubbell, S.P., Foster, R.B., 1995. DEMOGRAPHY AND HARVEST POTENTIAL OF LATIN AMERICAN TIMBER SPECIES : DATA FROM A LARGE , PERMANENT PLOT IN PANAMA Author (s): Richard Condit , Stephen P . Hubbell and Robin B . Foster Published by : Forest Research Institute Malaysia Stable URL : http:// 7, 599–622.

D'Angelo, S. a., Andrade, A.C.S., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Mesquita, R.C.G., 2004. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. J. Trop. Ecol. 20, 243–246. doi:10.1017/S0266467403001032

d'Oliveira, M.V.N., 2000. Artificial regeneration in gaps and skidding trails after mechanised forest exploitation in Acre, Brazil. For. Ecol. Manage. 127, 67–76. doi:10.1016/S0378-1127(99)00117-6

d'Oliveira, M.V.N., Alvarado, E.C., Santos, J.C., Carvalho, J.A., 2011. Forest natural regeneration and biomass production after slash and burn in a seasonally dry forest in the Southern Brazilian Amazon. For. Ecol. Manage. 261, 1490–1498. doi:10.1016/j.foreco.2011.01.014

d'Oliveira, M.V.N., Figueiredo, E.O., Papa, D. de A., 2014. Uso do Lidar como Ferramenta para o Manejo de Precisão em Florestas Tropicais.

d'Oliveira, M.V.N., Reutebuch, S.E., McGaughey, R.J., Andersen, H.E., 2012. Estimating forest biomass and identifying low-intensity logging areas using airborne scanning lidar in Antimary State Forest, Acre State, Western Brazilian Amazon. Remote Sens. Environ. 124, 479–491. doi:10.1016/j.rse.2012.05.014

d'Oliveira, M.V.N., Ribas, L.A., 2011. Forest regeneration in artificial gaps twelve years after canopy opening in Acre State Western Amazon. For. Ecol. Manage. 261, 1722–1731. doi:10.1016/j.foreco.2011.01.020

Dalling, J.W., Hubbell, S.P., Silvera, K., 1998. Seed dispersal, seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer trees. J. Ecol. 86, 674–689. doi:10.1046/j.1365-2745.1998.00298.x

Damien, A., Isabelle, T., Christovam, B., Nicolas, J., Vincent, D., 2017. Land use sustainability on the South-Eastern Amazon agricultural frontier: Recent progress and the challenges ahead. Appl. Geogr. 80, 86–97. doi:10.1016/j.apgeog.2017.02.003

Darrigo, M.R., Venticinque, E.M., Santos, F.A.M. dos, 2016. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. For. Ecol. Manage. 360, 52–59. doi:10.1016/j.foreco.2015.10.012

Denslow, J.S., 1987. Tree Species Diversity.

Denslow, J.S., Whitmore, T.C., 1984. [I] Gap size and species richness in tropical rain forests. [II] Influence of disturbance on species diversity: reply to T.C. Whitmore. Biotropica 16, 239–240.

Denslow, J.S.S., Hartshorn, G.S.S., 1994. Tree-fall gap environments and forest dynamic processes. La Selva Ecol. Nat. Hist. a Neotrop. rain For. Univ. Chicago Press. Chicago, Illinois, {USA} 120–127.

Dickinson, M.B., Whigham, D.F., Hermann, S.M., 2000. Tree regeneration in felling and natural treefall disturbances in a semideciduous tropical forest in Mexico. For. Ecol. Manage. 134, 137–151. doi:10.1016/S0378-1127(99)00252-2

dos Santos, R.D., dos Santos, H.G., Ker, J.C., dos Anjos, L.H.C., Shimizu, S.H., 2015. Manual de Descrição e Coleta de Solo no Campo, 1ª. ed. Sociedade Brasileira de Solos.

Duah-Gyamfi, A., Swaine, E.K., Adam, K.A., Pinard, M.A., Swaine, M.D., 2014. Can harvesting for timber in tropical forest enhance timber tree regeneration? For. Ecol. Manage. 314, 26–37. doi:10.1016/j.foreco.2013.11.025

Dupuy, J.M., Chazdon, R.L., 2005. Effects of vegetation cover on seedling and sapling dynamics in secondary tropical wet forests in Costa Rica. J. Trop. Ecol. 22, 65. doi:10.1017/S0266467405002890

Dykstra, P.R., Curran, M.P., 2000. Tree growth on rehabilitated skid roads in southeast british columbia. For. Ecol. Manage. 133, 145–156. doi:10.1016/S0378-1127(99)00305-9

Edwards, D.P., Tobias, J.A., Sheil, D., Meijaard, E., Laurance, W.F., 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. Trends Ecol. Evol. 29, 511–520. doi:10.1016/j.tree.2014.07.003

Ellis, P., Griscom, B., Walker, W., Gon??alves, F., Cormier, T., 2016. Mapping selective logging impacts in Borneo with GPS and airborne lidar. For. Ecol. Manage. 365, 184–196. doi:10.1016/j.foreco.2016.01.020

Embrapa, 1997. Manual de Métodos de Análise de Solo.

Espirito-Santo, F.D., Gloor, M., Keller, M., Malhi, Y., Saatchi, S., Nelson, B., Junior, R.C., Pereira, C., Lloyd, J., Frolking, S., Palace, M., Shimabukuro, Y.E., Duarte, V., Mendoza, A.M., Lopez-Gonzalez, G., Baker, T.R., Feldpausch, T.R., Brienen, R.J., Asner, G.P., Boyd, D.S., Phillips, O.L., 2014. Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon forest carbon balance. Nat. Commun. 5, 3434. doi:10.1038/ncomms4434

Espírito-Santo, F.D.B., Keller, M.M., Linder, E., Oliveira Junior, R.C., Pereira, C., Oliveira, C.G., 2014. Gap formation and carbon cycling in the Brazilian Amazon: measurement using high-resolution optical remote sensing and studies in large forest plots. Plant Ecol. Divers. 7, 305–318. doi:10.1080/17550874.2013.795629

FAO, 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. FAO For. Pap. 163, 350 pp. doi:ISBN 978-92-5-106654-6

Figueiredo, E.O., Braz, E.M., d'Oliveira, M.V.N., 2007. Manejo de Precisão em Florestas Tropicais: Modelo Digital de Exploração Florestal.

Foley, J.A., 2005. Global Consequences of Land Use. Science (80-.). 309, 570–574. doi:10.1126/science.1111772

Fraver, S., Brokaw, N.V.L., Smith, A.P., 1998. Delimiting the Gap Phase in the Growth Cycle of a Panamanian Forest Author (s): Shawn Fraver , Nicholas V . L . Brokaw , Alan P . Smith Published by : Cambridge University Press Stable URL : http://www.jstor.org/stable/2559955. J. Trop. Ecol. 14, 673–681.

Frazer, G., Canham, C., Lertzman, K., 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Program 36. doi:citeulike-article-id:4887176

Fredericksen, T.S., Mostacedo, B., 2000. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. For. Ecol. Manage. 131, 47–55. doi:10.1016/S0378-1127(99)00199-1

Fredericksen, T.S., Pariona, W., 2002. Effect of skidder disturbance on commercial tree regeneration in logging gaps in a Bolivian tropical forest. For. Ecol. Manage. 171, 223–230. doi:10.1016/S0378-1127(01)00767-8

Fredericksen, T.S., Putz, F.E., 2003. Silvicultural intensification for tropical forest conservation. Biodivers. Conserv. 12, 1445–1453. doi:10.1023/A:1023673625940

FSC, 2004. Resumo Público de Certificação de SETA S / A – Extrativa Tanino de Acácia Data do Resumo Público : Julho , 2004 Este documento foi elaborado de acordo com as regras do 1–41.

Gibson, L., Lee, T.M., Koh, L.P., Brook, B.W., Gardner, T.A., Barlow, J., Peres, C.A., Bradshaw, C.J.A., Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Sodhi, N.S., 2013. Corrigendum: Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. Nature 505, 710–710. doi:10.1038/nature12933

Grauel, W.T., Putz, F.E., 2004. Effects of lianas on growth and regeneration of Prioria copaifera in Darien, Panama. For. Ecol. Manage. 190, 99–108. doi:10.1016/j.foreco.2003.10.009

Griscom, B.W., P. Mark S. Ashton, 2003. Bamboo control of forest succession: Guadua sarcocarpa in Southeastern Peru. For. Ecol. Manage. 175, 445–454. doi:10.1016/S0378-1127(02)00214-1

Grogan, J., Galvao, J., 2006. Factors limiting post-logging seedling regeneration by big-leaf Mahoghany (Swietenia macrophylla) in southeastern Amazonia,

Brazil and implications for sustainable management. Biotropica 38, 219–228.

Hattori, D., Kenzo, T., Irino, K.O., Kendawang, J.J., Ninomiya, I., Sakurai, K., 2013. Effects of soil compaction on the growth and mortality of planted dipterocarp seedlings in a logged-over tropical rainforest in Sarawak, Malaysia. For. Ecol. Manage. 310, 770–776. doi:10.1016/j.foreco.2013.09.023

Higuchi, N., 1994. UTILIZAÇÃO E MANEJO DOS RECURSOS MADEIREIROS Histórico do MFS 24, 275–288.

Higuchi, N., Jardim, F.C.D.S., Santos, J. Dos, Alencar, J. da C., 1985. Inventário diagnóstico da regeneração natural.

Hirai, E.H., de Carvalho, C.J., Macedo Silva, J.N., de Carvalho, J.O., de Queiroz, W.T., 2012. Effects of the reduced impact logging on natural regeneration in a terra firme dense forest in the municipality of Paragominas in Brazilian Amazonia. Sci. For. 40, 305–315.

Hubbell, S.P., Foster, R.B., Brien, S.T.O., Harms, K.E., Condit, R., 1999. Light-Gap Disturbances, Recruitment Limitation, and Tree Diversity in a Neotropical Forest. Science (80-.). 283, 554–557. doi:10.1126/science.283.5401.554

Hunter, M.O., Keller, M., Morton, D., Cook, B., Lefsky, M., Ducey, M., Saleska, S., De Oliveira, R.C., Schietti, J., Zang, R., 2015. Structural dynamics of tropical moist forest gaps. PLoS One 10, 1–19. doi:10.1371/journal.pone.0132144

Jackson, S.M., Fredericksen, T.S., Malcolm, J.R., 2002. Area disturbed and residual stand damage following logging in a Bolivian tropical forest. For. Ecol. Manage. 166, 271–283. doi:10.1016/S0378-1127(01)00681-8

Karsten, R.J., Jovanovic, M., Meilby, H., Perales, E., Reynel, C., 2013. Regeneration in canopy gaps of tierra-firme forest in the Peruvian Amazon: Comparing reduced impact logging and natural, unmanaged forests. For. Ecol. Manage. 310, 663–671. doi:10.1016/j.foreco.2013.09.006

Karsten, R.J., Meilby, H., Larsen, J.B., 2014. Regeneration and management of lesser known timber species in the Peruvian Amazon following disturbance by logging. For. Ecol. Manage. 327, 76–85. doi:10.1016/j.foreco.2014.04.035

Kauffman, J.B., 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the eastern Amazon. Biotropica 23, 219–224. doi:10.2307/2388198

Letcher, S.G., Chazdon, R.L., Andrade, A.C.S., Bongers, F., van Breugel, M., Finegan, B., Laurance, S.G., Mesquita, R.C.G., Martínez-Ramos, M., Williamson, G.B., 2012. Phylogenetic community structure during succession: Evidence from three Neotropical forest sites. Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. 14, 79–87. doi:10.1016/j.ppees.2011.09.005

Magnusson, W.E., De Lima, O.P., Quintiliano Reis, F., Higuchi, N., Ferreira Ramos, J., 1999. Logging activity and tree regeneration in an Amazonian forest. For. Ecol. Manage. 113, 67–74. doi:10.1016/S0378-1127(98)00418-6

Martins, S.S., Couto, L., Machado, C.C., Souza, a. L., 2003. Efeito da exploração florestal seletiva em uma floresta estacional semidecidual. Rev. Árvore 27, 65–70. doi:10.1590/S0100-67622003000100009

McGaughey, R.J.M., 2016. FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization. United States Dep. Agric. For. Serv. Pacific Northwest Res. Stn. 211.

MMA, 2006. INSTRUÇÃO NORMATIVA N° 5, DE 11 DE DEZEMBRO DE 2006.

Montgomery, R.A., Chazdon, R.L., 2002. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. Oecologia 131, 165–174. doi:10.1007/s00442-002-0872-1

Mostacedo, B., Putz, F.E., Fredericksen, T.S., Villca, A., Palacios, T., 2009. Contributions of root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. For. Ecol. Manage. 258, 978–985. doi:10.1016/j.foreco.2008.09.059

Nelson, B.W., Kapos, V., Adams, J.B., Oliveira, W.J., Oscar, P.G., 2010. Forest Disturbance by Large Blowdowns in the Brazilian Amazon Published by : Ecological Society of America Stable URL : http://www.jstor.org/stable/1941742 Your use of the JSTOR archive indicates your acceptance of JSTOR â€^{TM} s Terms and Conditions of Use , . America (NY). 75, 853–858.

Nepstad, D.C., Stickler, C.M., Filho, et al., 2008. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci. 363, 1737–46. doi:10.1098/rstb.2007.0036

Odum, E.P., 1988. Fundamentos da Ecologia.

Olander, L.P., Bustamante, M.M., Asner, G.P., Telles, E., Prado, Z., Camargo, P.B., 2005. Surface soil changes following selective logging in an eastern amazon forest 9.

Pereira, R., Zweede, J., Asner, G.P., Keller, M., 2002. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. For. Ecol. Manage. 168, 77–89. doi:10.1016/S0378-1127(01)00732-0

Pinard, M.A., Barker, M.G., Tay, J., 2000. Soil disturbance and post-logging forest recovery on bulldozer paths in Sabah, Malaysia. For. Ecol. Manage. 130, 213–225. doi:10.1016/S0378-1127(99)00192-9

Putz, F.E., Blate, G.M., Redford, K.H., Fimbel, R., Robinson, J., 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: An overview. Conserv. Biol. 15, 7–20. doi:10.1046/j.1523-1739.2001.00018.x

Putz, F.E., Romero, C., 2015. Futures of tropical production forests, Center for International Forestry Research. doi:10.17528/cifor/005766

Putz, F.E., Romero, C., 2014. Futures of tropical forests (sensu lato). Biotropica 46, 495–505. doi:10.1111/btp.12124

Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. For. Ecol. Manage. 256, 1427–

1433. doi:10.1016/j.foreco.2008.03.036

Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Pe??a-Claros, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P., Gourlet-Fleury, S., Griscom, B., Palmer, J., Zagt, R., 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: The attained and the attainable. Conserv. Lett. 5, 296–303. doi:10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x

Rivett, S.L., Bicknell, J.E., Davies, Z.G., 2016. Effect of reduced-impact logging on seedling recruitment in a neotropical forest. For. Ecol. Manage. 367, 71–79. doi:10.1016/j.foreco.2016.02.022

Rockwell, C.A., Kainer, K.A., d'Oliveira, M.V.N., Staudhammer, C.L., Baraloto, C., 2014. Logging in bamboo-dominated forests in southwestern Amazonia: Caveats and opportunities for smallholder forest management. For. Ecol. Manage. 315, 202–210. doi:10.1016/j.foreco.2013.12.022

Sabogal et al., 2009. Diretrizes Técnicas de Manejo para Produção Madeireira Mecanizada em Florestas de Terra Firme na Amazônia Brasileira.

Sabogal et al., 2006. SILVICULTURA NA AMAZÔNIA BRASILEIRA :

Sapkota, I.P., Odén, P.C., 2009. Gap characteristics and their effects on regeneration, dominance and early growth of woody species. J. Plant Ecol. 2, 21–29. doi:10.1093/jpe/rtp004

Schwartz, G., Falkowski, V., Peña-claros, M., 2017. Forest Ecology and Management Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon : Short-term responses after reduced-impact logging. For. Ecol. Manage. 385, 97–103. doi:10.1016/j.foreco.2016.11.036

Schwartz, G., Lopes, J.C.A., Mohren, G.M.J., Peña-Claros, M., 2013. Post-harvesting silvicultural treatments in logging gaps: A comparison between enrichment planting and tending of natural regeneration. For. Ecol. Manage. 293, 57–64. doi:10.1016/j.foreco.2012.12.040

Schwartz, G., Lopes, J.C., Kanashiro, M., Mohren, G.M., Peña-Claros, M., 2014. Disturbance level determines the regeneration of commercial tree species in the eastern Amazon. Biotropica 46, 148–156. doi:10.1111/btp.12096

Sist, P., Ferreira, F.N., 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. For. Ecol. Manage. 243, 199–209. doi:10.1016/j.foreco.2007.02.014

Sist, P., Mazzei, L., Blanc, L., Rutishauser, E., 2014. Forest Ecology and Management Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. For. Ecol. Manage. 318, 103–109. doi:10.1016/j.foreco.2014.01.005

Sist, P., Pacheco, P., Nasi, R., Blaser, J., 2015. IUFRO WFSE WFSE ISSUE ISSUE BRIEF BRIEF Management of natural tropical forests for the future 32, 1–4.

Slik, J.W.F., Alvarez-loayza, P., Alves, et al., An estimate of the number of tropical tree species. Proc. Natl. Acad. Sci. 112, E4628–E4629. doi:10.1073/pnas.1512611112

Sloan, J., Applications, S.E., Nov, N., Denslow, J.S., 1995. Disturbance and Diversity in Tropical Rain Forests : The Density Effect 5, 962–968.

Soriano, M., Kainer, K.A., Staudhammer, C.L., Soriano, E., 2012. Implementing multiple forest management in Brazil nut-rich community forests: Effects of logging on natural regeneration and forest disturbance. For. Ecol. Manage. 268, 92–102. doi:10.1016/j.foreco.2011.05.010

Sousa, T.R., Costa, F.R.C., Bentos, T.V., Leal Filho, N., Mesquita, R.C.G., Ribeiro, I.O., 2017. The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. For. Ecol. Manage. 393, 105–112. doi:10.1016/j.foreco.2017.03.020

Swaine, M.D., Agyeman, V.K., 2008. Enhanced tree recruitment following logging in two forest reserves in Ghana. Biotropica 40, 370–374. doi:10.1111/j.1744-7429.2007.00386.x

Swaine, M.D., Lieberman, D., Putz, F.E., 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. J. Trop. Ecol. 3, 359–366. doi:10.1017/S0266467400002339

Swaine, M.D., Whitmore, T.C., 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. Vegetatio 75, 81–86. doi:10.1007/BF00044629

Toledo-Aceves, T., Purata-Velarde, S., Peters, C.M., 2009. Regeneration of commercial tree species in a logged forest in the Selva Maya, Mexico. For. Ecol. Manage. 258, 2481–2489. doi:10.1016/j.foreco.2009.08.033

Uhl, C., Kauffman, J.B., 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. Ecology 71, 437–449. doi:10.2307/1940299

Van Rheenen, H.M.P.J.B., Boot, R.G.A., Werger, M.J.A., Ulloa Ulloa, M., 2004. Regeneration of timber trees in a logged tropical forest in North Bolivia. For. Ecol. Manage. 200, 39–48. doi:10.1016/j.foreco.2004.06.024

Whitmore, T.C., Brown, N.D., Swaine, M.D., Kennedy, D., Goodwin-Bailey, C.I., Gong, W.-K., 1993. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in a Bornean tropical rain forest. J. Trop. Ecol. 9, 131. doi:10.1017/S0266467400007112

Wright, S.J., Muller-Landau, H.C., Condit, R., Hubbell, S.P., 2003. Gap-Dependent Recruitment , Realized Vital Rates , and Size Distributions of Tropical Trees. Ecology 84, 3174–3185.

Yamamoto, S.S.-I., 2000. Forest gap dynamics and tree regeneration. J. For. Res. 5, 223–229. doi:10.1007/BF02767114

Zhang, K., 2008. Identification of gaps in mangrove forests with airborne LIDAR. Remote Sens. Environ. 112, 2309–2325. doi:10.1016/j.rse.2007.10.003

Zimmerman, B.L., Kormos, C.F., 2012. Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests. Bioscience 62, 479–487. doi:10.1525/bio.2012.62.5.9

APÊNDICES-

A1 – Scripts do RStudio para o cálculo estatístico das distribuições de tamanho-frequência das clareiras do dossel utilizando dados de sensoriamento remoto.

```
# Leitura dos dados de clareiras 2010 (antes da exploração) exportados do ArcGis e transformação dos valores decimais em números inteiros.

c<-read.csv("Gaps_201010m.csv")

c<-as.integer(Gaps_201010m$Area)


# Leitura dos dados de clareiras 2012 (antes da exploração) exportados do ArcGis e transformação dos valores decimais em números inteiros.

b<-read.csv("Gaps_2012_10m.csv")

b<-as.integer(Gaps_2012_10m$Area)


# Procedimento para extrair as contagens de observações dentro de cada classe de tamanho para, em seguida, plotar em uma escala logarítmica.

attach(b)

thehist <- hist(b, br=seq(10,max(b),1), plot=F)

plot(y=thehist$counts, x=thehist$breaks[2:length(thehist$breaks)], log="xy", xlab="Tamanho de Clareiras (m²)",ylab="Frequência",pch=c(16),col=c("black"))

attach(c)

thehist2 <- hist(c, br=seq(10,max(c),1), plot=F)

plot(y=thehist2$counts, x=thehist2$breaks[2:length(thehist2$breaks)], log="xy", xlab="Tamanho de Clareiras (m²)",ylab="Frequência",pch=c(16),col=c("blue"),axes=T)


#juntos

plot(y=thehist2$counts, x=thehist2$breaks[2:length(thehist2$breaks)], log="xy", xlab="Tamanho de Clareiras (m²)",ylab="Frequência",pch=c(16),col=c("black"),axes=T)

points (y=thehist$counts, x=thehist$breaks[2:length(thehist$breaks)], log="xy", xlab="Tamanho de Clareiras (m²)",ylab="Frequência",pch=c(17),col=c("gray40"))
```

```
legend(x=150,y=250,c("Antes da Exploração","Depois da Exploração"),cex=0.8,
    col=c("black","gray40"),pch=c(16,17),bty="n")


# Contagem das clareiras por classes de tamanho

#classes 2012 depois exploração

b_class <- cut(b,breaks=c(10,20,30,40,50,100,200,300,400, 500,600,700,800,900,
1000,max(b)))

table(b_class)

#classes 2010 antes exploração

c_class <- cut(c,breaks=c(10,20,30,40,50,100,200,300,400, 500,600,700,800,900, 1000,max(c)))

table(c_class)
```

A2- Teste post-hoc de Tukey para densidade geral da regeneração natural entre os diferentes níveis de perturbação nos diferentes anos após exploração florestal.

Níveis de perturbação	**1 ano**	**4 anos**	**8 anos**
	p	*p*	*p*
Perturbação Alta vs F.N.A.D	1,00	0,08	0,99
Perturbação Intermediária vs F.N.A.D	1,00	1,00	0,99
Perturbação Baixa vs F.N.A.D	0,33	0,99	0,87

A3- Teste post-hoc de Tukey para densidade nas classes de tamanho da regeneração natural entre os diferentes níveis de perturbação nos diferentes anos após exploração florestal.

Níveis de perturbação	**1 ano**	**4 anos**	**8 anos**
	p	*p*	*p*
Perturbação Alta vs F.N.A.D	0,001	0,650	0,990
Perturbação Intermediária vs F.N.A.D	0,010	0,620	0,960
Perturbação Baixa vs F.N.A.D	0,060	0,360	0,570

A4- Teste post-hoc de Tukey para densidade de espécies pioneiras da regeneração natural entre os diferentes níveis de perturbação nos diferentes anos após exploração florestal.

Níveis de perturbação	**1 ano**	**4 anos**	**8 anos**
	p	*p*	*p*
Perturbação Alta vs F.N.A.D	0,001	0,001	0,001
Perturbação Intermediária vs F.N.A.D	0,001	0,960	0,990
Perturbação Baixa vs F.N.A.D	0,320	0,920	0,990

A5- Teste post-hoc de Tukey para densidade de espécies não-pioneiras da regeneração natural entre os diferentes níveis de perturbação nos diferentes anos após exploração florestal.

Níveis de perturbação	**1 ano**	**4 anos**	**8 anos**
	p	*p*	*p*
Perturbação Alta vs F.N.A.D	0,020	1,000	0,900
Perturbação Intermediária vs F.N.A.D	0,120	1,000	0,950
Perturbação Baixa vs F.N.A.D	0,001	0,990	0,050

A6- Teste post-hoc de Tukey para diversidade de espécies nos diferentes níveis de perturbação e floresta não afetada diretamente pela exploração florestal .

Níveis de perturbação	**1 ano**	**4 anos**	**8 anos**
	p	*p*	*p*
Perturbação Alta vs F.N.A.D	0,001	0,040	0,001
Perturbação Intermediária vs F.N.A.D	0,001	0,160	0,170
Perturbação Baixa vs F.N.A.D	0,001	0,210	0,970

A7- Teste post-hoc de Tukey para taxa de mortalidade da regeneração natural entre os diferentes níveis de perturbação nos diferentes anos após exploração florestal.

Níveis de perturbação	**2 anos**	**3 anos**
	p	*p*
Perturbação Alta vs F.N.A.D	0,023	0,001
Perturbação Intermediária vs F.N.A.D	0,004	0,203
Perturbação Baixa vs F.N.A.D	0,877	0,021

A8- Teste post-hoc de Tukey para taxa de recrutamento da regeneração natural entre os diferentes níveis de perturbação nos diferentes anos após exploração florestal.

Níveis de perturbação	**2 anos**	**3 anos**
	p	*p*
Perturbação Alta vs F,N,A,D	0,011	0,845
Perturbação Intermediária vs F,N,A,D	0,312	0,461
Perturbação Baixa vs F,N,A,D	0,763	0,988

A9- Teste post-hoc de Tukey para taxa de crescimento da regeneração natural entre os diferentes níveis de perturbação nos diferentes anos após exploração florestal.

Níveis de perturbação	**2 anos**	**3 anos**
	p	*p*
Perturbação Alta vs F,N,A,D	0,000	0,000
Perturbação Intermediária vs F,N,A,D	0,126	0,984
Perturbação Baixa vs F,N,A,D	0,720	0,998

A10- Teste post-hoc de Tukey para abertura do dossel entre os diferentes níveis de perturbação nos diferentes anos após exploração florestal.

Níveis de perturbação	**1 ano**	**4 anos**	**8 anos**
	p	*p*	*p*
Perturbação Alta vs F.N.A.D	0,001	0,690	0,990
Perturbação Intermediária vs F.N.A.D	0,370	0,990	0,990
Perturbação Baixa vs F.N.A.D	0,001	0,990	0,880

A11- Teste post-hoc de Tukey para densidade aparente dos solos entre os diferentes níveis de perturbação nos diferentes anos após exploração florestal.

	Prof. 5 cm	**Prof. 15 cm**	**Prof. 35 cm**
	p	*p*	*p*
PI:1-FNDA:1	0,999	0,921	0,853
PA:1-FNDA:1	0,000	0,852	0,999
PI:4-FNDA:4	0,999	0,995	0,999
PA:4-FNDA:4	0,000	0,000	0,000
PI:8-FNDA:8	0,937	0,991	0,602
PA:8-FNDA:8	0,507	0,613	0,999

A12- Teste post-hoc de Tukey para resistência dos solos à penetração entre os diferentes níveis de perturbação nos diferentes anos após exploração florestal.

	Prof. 10 cm	Prof. 20 cm	Prof. 40 cm
	p	*p*	*p*
PA:1-FNDA:1	0.001	0.001	0.001
PI:1-FNDA:1	0.980	0.001	0.001
PA:4-FNDA:4	0.001	0.001	0.001
PI:4-FNDA:4	0.001	0.001	0.001
PA:8-FNDA:8	0.001	0.001	0.001
PI:8-FNDA:8	0.023	0.001	0.001

A13- Teste Qui-quadrado para frequência de tamanhos de clareiras antes e depois da exploração florestal.

Níveis de perturbação	**X^2**	**df**	***p***
Perturbação Alta vs F.N.A.D	180	168	0.249

A14 – Frequência das clareiras nas diferentes classes de tamanho antes e depois da exploração florestal.

	Classes de tamanho clareiras (m²)								
	10-50	50-100	100-200	200-300	300-400	400-500	500-700	700-900	>900
Antes	1.484	249	114	42	10	11	7	4	1
Depois	3.159	607	323	96	54	24	17	17	8

A15- Teste Qui-quadrado para frequência de tamanhos de clareiras após a exploração florestal UPAs 2010 e 2013.

Níveis de perturbação	**X²**	**df**	***p***
Perturbação Alta vs F.N.A.D	180	168	0.250