

## Avaliação da Regeneração Natural após Exploração Florestal na Floresta Estadual do Antimary, Acre



OBJETIVOS DE  
DESENVOLVIMENTO  
SUSTENTÁVEL



*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
Embrapa Acre  
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

**BOLETIM DE PESQUISA  
E DESENVOLVIMENTO  
60**

**Avaliação da Regeneração Natural após Exploração  
Florestal na Floresta Estadual do Antimary, Acre**

*Anelena Lima de Carvalho  
Marcus Vinício Neves d'Oliveira  
Luís Cláudio de Oliveira*

**Embrapa Acre  
Rio Branco, AC  
2020**

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

**Embrapa Acre**  
Rodovia BR-364, km 14,  
sentido Rio Branco/Porto Velho  
Caixa Postal 321  
CEP 69900-970 Rio Branco, AC  
Fone: (68) 3212-3200  
Fax: (68) 3212-3285  
www.embrapa.br  
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Comitê Local de Publicações  
da Embrapa Acre

Presidente  
*Elias Melo de Miranda*

Secretária-Executiva  
*Claudia Carvalho Sena*

Membros  
*Carlos Mauricio Soares de Andrade, Celso Luis Bergo, Evandro Orfanó Figueiredo, Rivaldave Coelho Gonçalves, Rodrigo Souza Santos, Romeu de Carvalho Andrade Neto, Tádário Kamel de Oliveira, Tatiana de Campos, Virginia de Souza Álvares*

Supervisão editorial  
*Claudia Carvalho Sena, Suely Moreira de Melo*

Normalização bibliográfica  
*Renata do Carmo França Seabra*

Diagramação  
*Francisco Carlos da Rocha Gomes*

Projeto gráfico da coleção  
*Carlos Eduardo Felice Barbeiro*

Foto da capa  
*Marcus Vinício Neves d'Oliveira*

**1ª edição**  
On-line (2020)

**Todos os direitos reservados.**

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**

Nome da unidade catalogadora

Carvalho, Anelena Lima de

Avaliação da regeneração natural após exploração florestal na Floresta Estadual do Antimary, Acre / Anelena Lima de Carvalho, Marcus Vinício Neves d'Oliveira, Luís Cláudio de Oliveira. – Rio Branco, AC : Embrapa Acre, 2020.

28 p. : il. color. – (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Acre, ISSN 0101-5516; 60).

1. Exploração florestal – Acre. 2. Regeneração natural – Unidade de Conservação. 3. Floresta Estadual do Antimary. 4. Oliveira, Marcus Vinício Neves d'. 5. Oliveira, Luís Cláudio de. I. Embrapa Acre. II. Série.

CDD (21.ed.) 634.98098112

Renata do Carmo França Seabra (CRB-11/1044)

© Embrapa Acre, 2020

## Sumário

Resumo .....	5
Abstract .....	6
Introdução.....	7
Material e Métodos .....	8
Resultados e Discussão .....	14
Conclusões .....	22
Referências .....	22
Anexo I. Lista de espécies pioneiras selecionadas para análise dos grupos ecológicos .....	27
Anexo II. Lista de espécies não pioneiras selecionadas para análise dos grupos ecológicos .....	28

## Avaliação da Regeneração Natural após Exploração Florestal na Floresta Estadual do Antimary, Acre

Anelena Lima de Carvalho<sup>1</sup>

Marcus Vinício Neves d'Oliveira<sup>2</sup>

Luís Cláudio de Oliveira<sup>3</sup>

**Resumo** – Para entender melhor como a floresta responde ao manejo florestal avaliaram-se os efeitos da exploração florestal na regeneração natural de espécies arbóreas considerando diferentes ambientes produzidos pelas operações de exploração florestal, por meio de parcelas estabelecidas em unidades de produção anual (UPAs) com 1, 4 e 8 anos de exploração florestal na Floresta Estadual do Antimary, estado do Acre, Brasil. O estudo foi conduzido nos pátios, estradas secundárias, trilhas de arraste e clareiras produzidas pelo corte das árvores. Áreas não afetadas diretamente pela exploração florestal foram utilizadas como controle. Neste estudo foram considerados regeneração natural todos os indivíduos arbóreos entre 50 cm de altura e 10 cm de diâmetro à altura do peito (DAP). Todas as plantas foram marcadas, identificadas e medidas. A densidade da regeneração natural não variou entre os diferentes ambientes ao longo da cronosequência estudada ( $p \geq 0,08$ ). Apenas as espécies pioneiras apresentaram uma densidade relativa alta nos pátios, estradas secundárias e trilhas de arraste, para todos os anos analisados ( $p \leq 0,001$ ). Os resultados demonstraram que os distúrbios produzidos pela exploração florestal foram temporários e, 8 anos após a exploração, densidade de plantas, composição florística e condições físicas do solo apresentaram resultados semelhantes às áreas não perturbadas.

**Termos para indexação:** Amazônia, exploração florestal, manejo florestal sustentável, plântulas, composição florística.

---

<sup>1</sup> Engenheira florestal, doutora em Ciências de Florestas Tropicais, pesquisadora bolsista do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Núcleo de Apoio à Pesquisa no Acre (Napac), Rio Branco, AC.

<sup>2</sup> Engenheiro florestal, Ph.D. em Manejo de Florestas Nativas, pesquisador da Embrapa Acre, Rio Branco, AC.

<sup>3</sup> Engenheiro florestal, mestre em Ciências de Florestas Tropicais, pesquisador da Embrapa Acre, Rio Branco, AC.

## Assessment of Natural Regeneration after Logging in the Antimary State Forest, Acre

**Abstract** – To better understand how forest respond to these activities we assessed the effects of forest exploitation on the natural regeneration of tree species considering the different environments produced by forest logging operations. The natural regeneration was studied through plots establishment in Annual Production Areas (UPA) logged, one, four and eight years ago, in the Antimary State Forest (FEA) located in Acre State, Brazil. The study was carried out in logging landings, secondary roads, skid trails, and felled trees gaps. Undisturbed by logging areas were used as control. We considered as forest regeneration all plants between 50 cm height until 10 cm breast height diameter (DBH). All plants were targeted, measured and identified. Natural regeneration density did not varied among the different environments along the studied chrono-sequence ( $p > 0.08$ ). Only pioneer species presented a higher relative density in the log landings, secondary roads and skid trails for all studied years ( $p < 0.01$ ). The results demonstrate that the disturbances promoted by logging forest operations were temporary and eight years after logging, plants density and species composition presented results similar to the undisturbed forest.

**Index terms:** Amazon, logging, sustainable forest management, seedlings, floristic composition.

## Introdução

O manejo florestal sustentável em escala empresarial tem sido amplamente promovido pela comunidade internacional como um mecanismo chave para combater o desmatamento nas regiões tropicais. O manejo florestal sustentável (MFS) está integrado na maioria dos instrumentos das Nações Unidas (ONU) nos quais o desenvolvimento sustentável ou a conservação da biodiversidade é abordado. Nos últimos anos foram criados novos incentivos para incluir o MFS como uma atividade do mecanismo REED+ (Zimmerman; Kormos, 2012). O desafio para o MFS é conciliar os protocolos de exploração com os processos de regeneração natural de florestas tropicais (Zimmerman; Kormos, 2012). Para Fredericksen e Pariona (2002), um dos pontos de fundamental importância para a sustentabilidade do manejo florestal é a regeneração de espécies comerciais. O recrutamento de árvores é essencial para garantir a continuidade da regeneração de espécies comerciais e manter a viabilidade operacional a longo prazo.

A regeneração florestal é um processo de sucessão secundária em nível de comunidade e de ecossistema, sobre uma área que anteriormente continha floresta e que sofreu alguma perturbação de origem natural ou antrópica com a remoção da vegetação original. O processo sucessional segue uma progressão de estágios durante os quais florestas apresentam um aumento gradual na riqueza de espécies e na complexidade estrutural e funcional (Chazdon, 2012). No manejo florestal sustentável a regeneração natural refere-se às plântulas e arvoretas não plantadas, que crescem sob a cobertura do dossel florestal, após a intervenção, representando o estoque atual e futuro do próximo ciclo de corte, que segundo a legislação brasileira vigente é no mínimo 25 e no máximo 35 anos, de acordo com o volume explorado (Carneiro, 2010).

A abertura de clareiras, trilhas de arraste e estradas secundárias pode produzir um aumento no ritmo de crescimento das árvores na floresta residual e mudanças na dinâmica da floresta como um todo (Oliveira; Braz, 2006). Áreas impactadas pela exploração de madeira podem ser um importante microssítio para espécies de valor comercial intolerantes à sombra (Fredericksen; Mostacedo, 2000). Essas mesmas atividades podem também inibir a regeneração de algumas espécies, devido à compactação

do solo ou ao deslocamento da camada superficial do solo, diminuindo as chances de estabelecimento de algumas delas (Pinard et al., 2000). As clareiras provenientes da atividade madeireira na Amazônia podem favorecer o crescimento de espécies não comerciais (Vieira, 1995) e muitas vezes a colonização por bambus, cipós e outros concorrentes que competem entre si, ou mesmo suprimir a regeneração de espécies comerciais (Mostacedo et al., 1998).

Por meio do estudo da regeneração natural são obtidas informações sobre autoecologia, estágio sucessional, efeitos da exploração florestal, entre outras informações importantes que norteiam as intervenções silviculturais previstas nos planos de manejo (Higuchi et al., 1985).

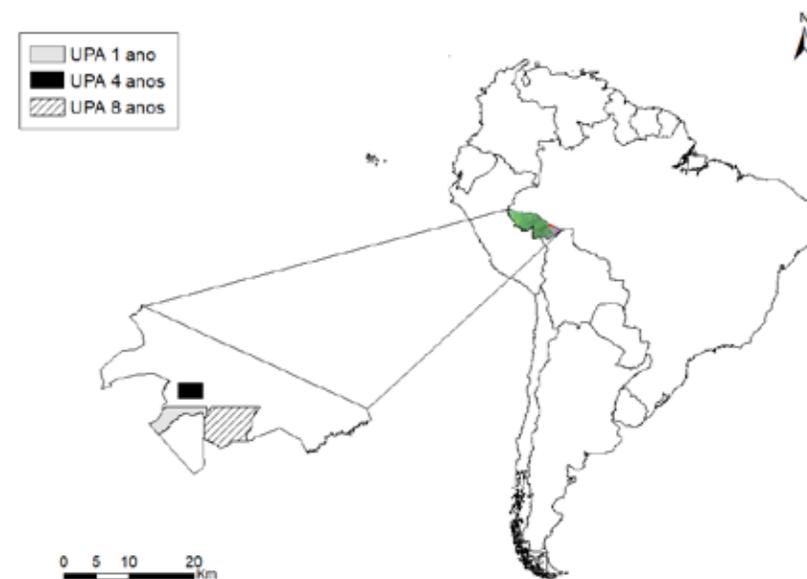
O presente estudo teve como objetivo avaliar a regeneração florestal em uma área de floresta aberta com bambu no sudoeste da Amazônia brasileira após a exploração florestal. Foram analisadas a estrutura e a composição florística da regeneração de áreas exploradas sob regime de manejo florestal sustentável na Floresta Estadual do Antimary com diferentes idades, onde foram estudados os diversos ambientes da exploração florestal como clareiras das árvores, trilhas de arraste, pátios e estradas secundárias.

Esta publicação está de acordo com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável 12 (Consumo e Produção Responsáveis) e 15 (Vida Terrestre). Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) são uma coleção de 17 metas globais estabelecidas pela Assembleia Geral das Nações Unidas e que tem o apoio da Embrapa para que sejam atingidas.

## Material e Métodos

### Área de estudo

O estudo foi realizado na Floresta Estadual do Antimary (FEA), localizada no município de Bujari, entre Rio Branco e Sena Madureira no estado do Acre, Amazônia Ocidental Brasileira (68° 01' até 68° 23' W; 9° 13' até 9° 31' S), DATUM: SAD69 (Figura 1).



**Figura 1.** Mapa de localização da área de estudo onde estão identificadas as três unidades de produção anual (UPAs) estudadas na Floresta Estadual do Antimary, estado do Acre, Brasil.

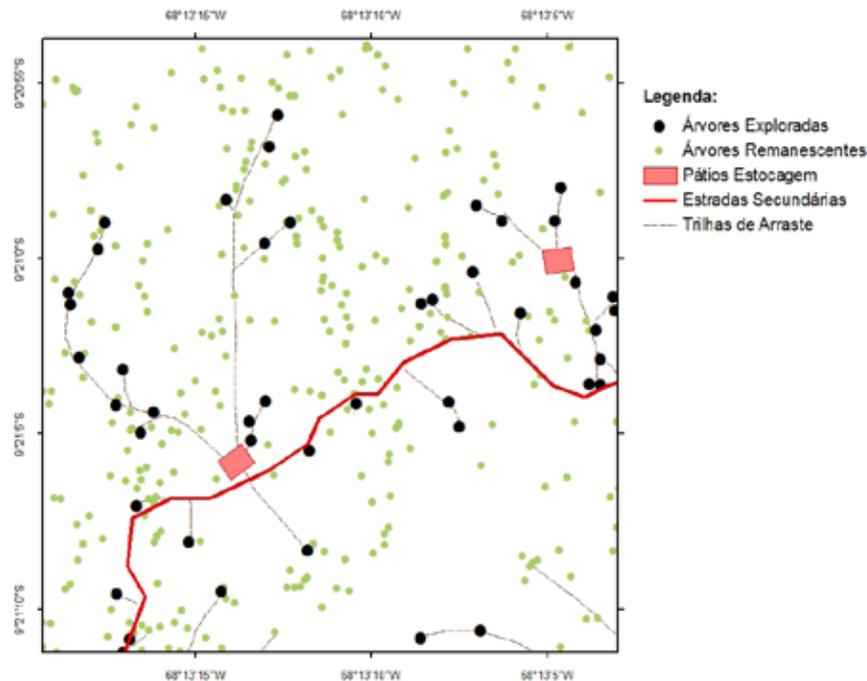
A FEA envolve uma área de 76.832 ha onde residem aproximadamente 380 habitantes distribuídos em 109 famílias que vivem do extrativismo e agricultura de subsistência. O projeto teve início em 1986, junto com a criação da Fundação de Tecnologia do Acre (Funtac), onde foram realizados os estudos preliminares para a elaboração do plano de manejo florestal da área (Fundação..., 1990). O clima da região é classificado como Awi (Köppen) com uma precipitação anual de aproximadamente 2.000 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 chuvoso de outubro a maio.

A FEA apresenta três tipos de floresta: 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 é dominada por bambus do gênero *Guadua* (Oliveira et al., 2012).

A área apresenta uma topografia com o máximo de elevação por volta de 300 m (Fundação..., 1990). Os solos predominantes são Latossolo Vermelho Distrófico, Argissolo Amarelo Distrófico e Plintossolo Argilúvico Distrófico (Bardales et al., 2015).

## Coleta dos dados

A regeneração natural foi avaliada por meio de parcelas estabelecidas em áreas com 1, 4 e 8 anos após a exploração florestal (Tabela 1). Foram avaliadas 146 parcelas na UPA, sendo 50 com 1 ano de exploração, 60 com 4 anos de exploração e 36 com 8 anos, incluindo as parcelas de controle. Em cada UPA 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). Áreas de floresta não afetadas diretamente pela exploração foram utilizadas como controle (Figura 2).



**Figura 2.** Mapa com a distribuição dos diferentes ambientes da exploração florestal na Floresta Estadual do Antimary, Bujari, estado do Acre, Brasil, 2019.

O tamanho e forma das parcelas variaram de acordo com as características dos ambientes estudados (área de 50 m<sup>2</sup>–225 m<sup>2</sup>). As parcelas foram classificadas em três níveis de perturbação, considerando as condições de abertura do dossel e compactação do solo. Os pátios e estradas foram considerados como áreas com perturbação alta por apresentarem níveis elevados de abertura do dossel ( $\geq 30\%$ ) 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 ( $< 30\% > 10\%$  de abertura do dossel) e os solos sofreram escarificação pelos tratores do tipo Skidder com pneu para o arraste de toras (Fredericksen; Pariona, 2002). As clareiras das copas das árvores exploradas e clareiras da região de fuste foram consideradas áreas com perturbação baixa, pois embora tenham abertura do dossel acima de 15% não foram 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 e os valores foram calculados por hectare para todos os parâmetros.

O número de espécies exploradas e a intensidade da exploração nas três UPAs em cronossequência foram similares (Tabela 1). Duas das unidades anuais de produção (UPAs) estudadas foram manejadas seguindo a metodologia Modelflora (Figueiredo et al., 2007) e a terceira UPA foi manejada utilizando o método tradicional x e y. No Modelflora as árvores  $> 35$  cm de DAP de espécies com troncos adequados para a colheita são marcadas e mapeadas com GPS de alta sensibilidade. Áreas de preservação permanente e áreas de acesso restrito (encostas  $> 15\%$ ) são demarcadas no campo. As árvores mapeadas são classificadas como exploráveis (espécies comerciais  $> 50$  cm de DAP), corte futuro (35 cm a 50 cm de DAP), árvores porta-sementes (10% de árvores de espécies  $> 50$  cm de DAP) e espécies protegidas (*Bertholetia excelsa* Humn. & Bonpl. e *Hevea brasiliensis* Muell. Arg.) (Figueiredo et al., 2007). A utilização dessa metodologia reduz o impacto da exploração em 22,2% a 14,8% (Figueiredo, 2008).

**Tabela 1.** Descrição da exploração florestal para cada unidade anual de produção (UPA) estudada, Floresta Estadual do Antimary, Bujari, estado do Acre, Brasil, 2019.

Ano após a exploração	Ano de exploração da UPA	Volume explorado (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	Número de espécies	Intensidade de corte (ár.v./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

Foram considerados regeneração natural todos os indivíduos arbóreos com altura mínima de 50 cm até 10 cm de diâmetro à altura do peito (DAP). Todos os indivíduos dentro desses critérios foram marcados, identificados e medidos. Na UPA com 1 ano de exploração (UPA2013) foram realizadas duas novas medições após 1 e 2 anos para avaliação das taxas de crescimento, mortalidade e ingresso.

## Análise dos dados

### 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:

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

$n_i$  = 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).

Para análise da estrutura vertical foi utilizada a posição sociológica da regeneração natural, um parâmetro fitossociológico que busca 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 agrupadas em quatro classes:

Classe 1:  $\geq 50$  cm e  $\leq 1$  m de altura.

Classe 2:  $> 1$  m e  $\leq 3$  m de altura.

Classe 3:  $> 3$  m e  $\leq 5$  cm de DAP.

Classe 4: 5 cm–10 cm de DAP.

### 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 foi baseada na literatura (Swaine; Whitmore, 1988) e está descrita nos Anexos I e II.

### Composição florística e diversidade de espécies

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

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

Em que:

S = número de espécies.

N = número de indivíduos.

$\alpha$  = constante derivada da amostra de dados.

### Análises estatísticas

A densidade da regeneração natural, composição florística e diversidade foram comparadas aos ambientes após exploração e às áreas controle com análise de variância utilizando software R (R Development Core Team, 2008).

## Resultados e Discussão

### Estrutura da regeneração natural

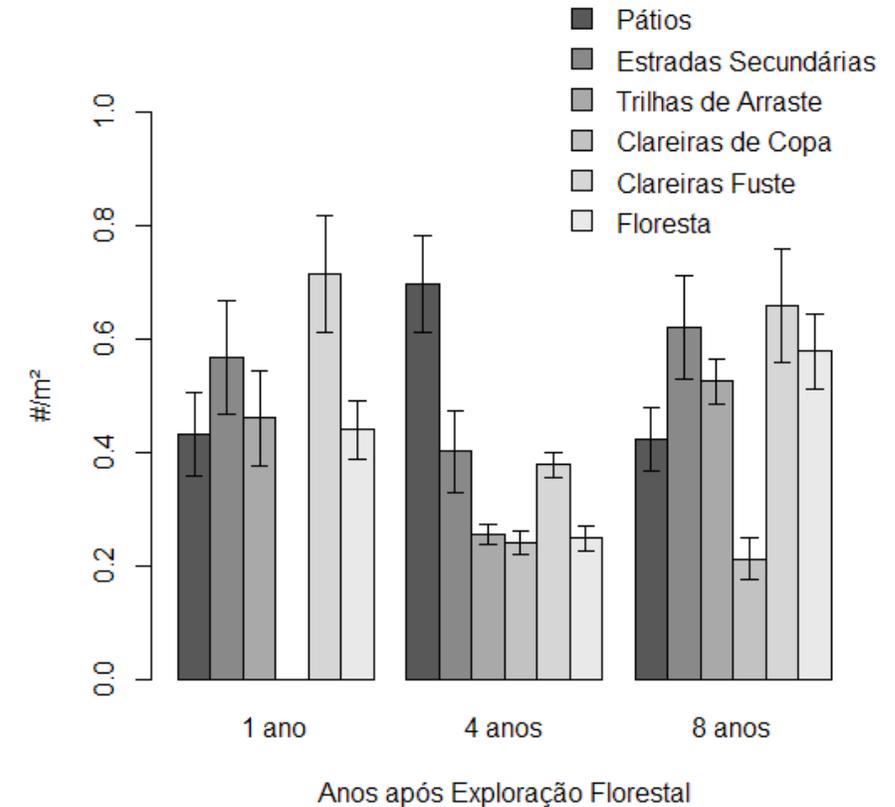
Foram identificados 5.937 indivíduos em 146 parcelas e não foram observadas diferenças significativas entre as densidades da regeneração natural nos diferentes ambientes da exploração florestal para todas as idades analisadas ( $p \geq 0,08$ ; Figura 3). Um ano após a exploração foi observado um rápido recrutamento, em que as áreas perturbadas apresentaram valores semelhantes aos das áreas sem perturbação.

Um ano após a exploração, não foram observadas diferenças na densidade da regeneração entre os diferentes ambientes e as áreas não exploradas ( $p > 0,3$ ). Entretanto, 4 anos após a exploração os pátios apresentaram maior densidade quando comparados com as áreas não exploradas ( $p < 0,05$ ). Oito anos após a exploração, a única diferença na densidade da regeneração se deu nas clareiras das copas que apresentaram menor densidade ( $p < 0,05$ ).

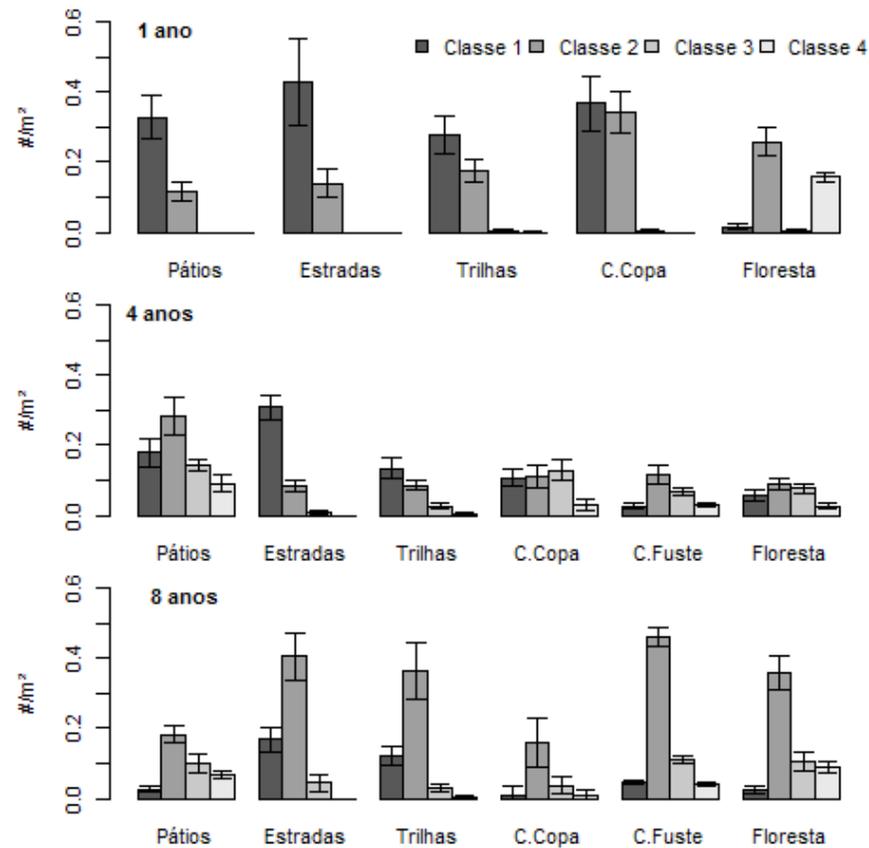
Considerando as classes de tamanho, foram identificadas diferenças entre ambientes ( $p < 0,001$ ) e entre tempo após a exploração ( $p < 0,0001$ ). Um ano após a exploração, as áreas com níveis altos de perturbação como pátios e estradas ( $p \leq 0,001$ ) e níveis intermediários de perturbação como trilhas ( $p \leq 0,01$ ) divergiram da área controle (Figura 4). A classe 1 ( $\geq 50$  cm e  $\leq 1$  m de altura) foi mais abundante 1 ano após a exploração e a classe 2 ( $> 1$  m e  $\leq 3$  m de altura) foi mais abundante 8 anos após a exploração.

Esses resultados são semelhantes aos encontrados por Toledo-Aceves et al. (2009), em estudo realizado no México, onde as áreas com perturbação alta e intermediária depois da exploração favoreceram uma maior densidade de plântulas. Entretanto, como demonstrado em outros estudos, as mudanças

na densidade da regeneração natural são temporárias, persistindo por poucos anos (Duah-Gyamfi et al., 2014).



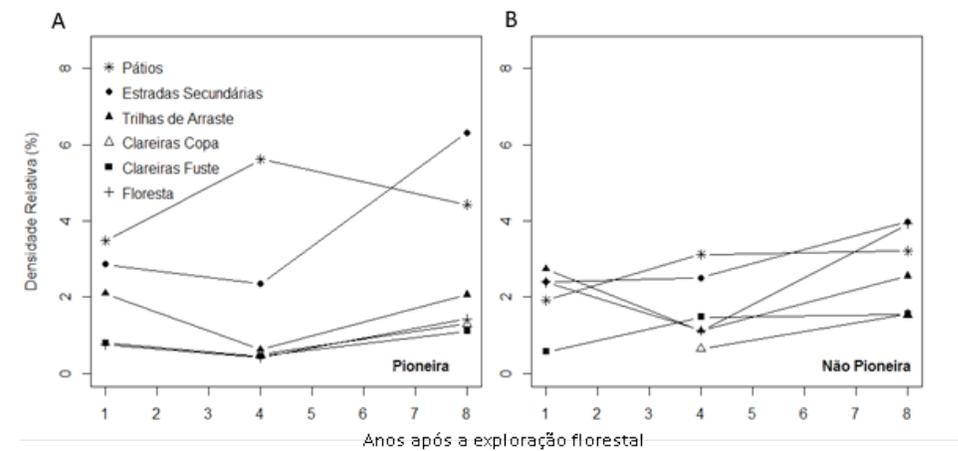
**Figura 3.** Densidade média da regeneração natural ( $\#/m^2$ ; média  $\pm$  S<sub>e</sub>) em diversos ambientes da exploração florestal ao longo de 8 anos com diferentes níveis de perturbação e em floresta não afetada diretamente (FNAD).



**Figura 4.** Classes de tamanho da regeneração natural nos diferentes ambientes da exploração florestal.

As espécies pioneiras (Figura 5) apresentaram uma densidade relativa alta nos pátios e estradas secundárias para todos os anos estudados (teste de Tukey:  $p \leq 0,001$ ). Quanto às espécies não pioneiras não foram identificadas diferenças significativas (teste de Tukey:  $p > 0,2$ ).

Espécies pioneiras de elevado valor comercial, como *Cedrela odorata* L., *Ceiba petandra* (L.) Gaertn. e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose., apresentaram maior densidade relativa com 1 ano de exploração quando comparadas à floresta não explorada, nos pátios de estocagem ( $1,9 \pm 0,4\%$ ;  $p < 0,0001$ ), nas estradas secundárias ( $1,6 \pm 0,6\%$ ;  $p = 0,02$ ) e também nas trilhas de arraste ( $1,7 \pm 0,1\%$ ;  $p = 0,04$ ).



**Figura 5.** Densidade relativa de espécies pioneiras (A) e não pioneiras (B) nos ambientes da exploração florestal.

Como esperado a regeneração de pioneiras foi mais elevada nos ambientes com maior perturbação (ex. também observado por Fredericksen; Mostacedo, 2000; Swaine; Agyeman, 2008; Toledo-Aceves et al., 2009; Duah-Gyamfi et al., 2014). Oito anos após a exploração, a densidade de pioneiras continuou alta nos ambientes mais perturbados. Não por coincidência, nessas áreas, os distúrbios nas características físicas dos solos são maiores (Denslow et al., 1995; Dickinson et al., 2000; Fredericksen; Pariona, 2002) e a abertura do dossel mais extensa (Fredericksen; Mostacedo, 2000; Toledo-Aceves et al., 2009; Oliveira; Ribas, 2011), favorecendo a permanência desse grupo ecológico.

Deve-se ressaltar que o declínio das espécies pioneiras ao longo do tempo se dá principalmente nas espécies de ciclo curto, como *Cecropia* spp., *Vismia* sp. e *Sapium marmieri* Huber. No entanto, espécies pioneiras de ciclo longo, como *Cedrela odorata* L., *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don., *Amburana acreana* (Ducke) A. C. e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose., que são espécies comerciais comumente incluídas na lista de corte dos planos de manejo, permaneceram com densidade alta nos ambientes perturbados (Figura 6). Estudos realizados em regiões tropicais apontaram que espécies como *Cecropia* spp. colonizam clareiras com menos de 3 anos de abertura e com pelo menos 100 m<sup>2</sup> (Alvarez-Buylla; Martinez-Ramos, 1992; Rivett et al., 2016).



**Figura 6.** Regeneração de *Amburana acreana* (A) e *Swietenia macrophylla* King. (B), em uma área manejada na Floresta Estadual do Antimary.

A maior densidade de espécies florestais pioneiras, incluindo espécies comerciais, em ambientes mais fortemente perturbados, como pátios de estocagem e estradas secundárias, observados neste estudo, sugere que alguns desses ambientes podem ser utilizados como áreas de regeneração como forma de incrementar os estoques de volume de madeira para futuras colheitas, embora em alguns locais, pátios de estocagem e estradas secundárias sejam considerados como estrutura permanente. Na floresta estudada a alocação dos pátios de estocagem e estradas secundárias foi planejada de acordo com a localização da maior concentração de árvores a serem exploradas. Considerando a distribuição aleatória das espécies comerciais e a forte regeneração natural, observadas neste estudo, dificilmente, esses pátios e estradas terão a mesma localização (ou mesmo poderão ser localizados) ao final de um ciclo de 20–35 anos. Dessa forma, esses locais podem vir a ser mantidos como áreas de regeneração natural para ciclos futuros.

### Composição florística e diversidade de espécies da regeneração natural

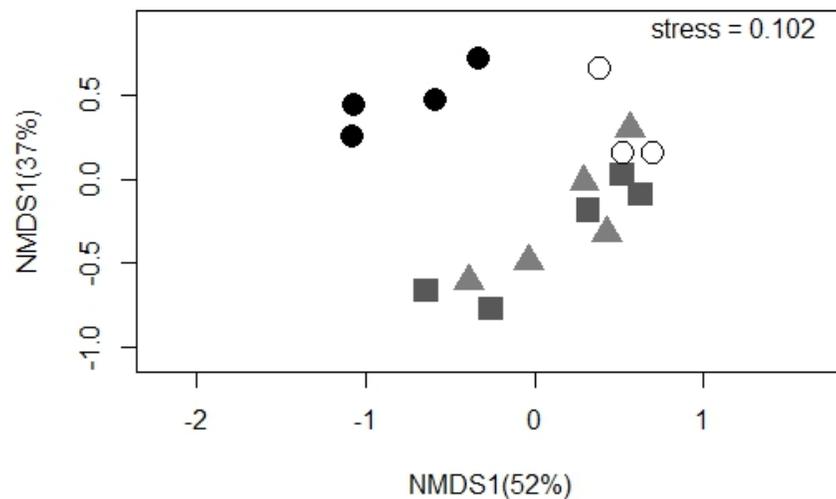
A ordenação de 170 espécies distribuídas em 51 famílias explicou 52% da variação no primeiro eixo. Apenas as parcelas com 1 ano de exploração apresentaram uma composição diferente das demais idades (Figura 7), divergindo das áreas de floresta não afetadas diretamente pela exploração florestal ( $p \leq 0,022$ ). Isso demonstra que as mudanças nos valores de composição não são permanentes.

A diversidade de espécies (Tabela 2) na área com 1 ano de exploração variou para todos os ambientes ( $p < 0,0007$ ). As trilhas de arraste apresentaram melhores resultados quando comparadas com as áreas não exploradas. Quatro e oito anos após a exploração, a diversidade foi alta nas clareiras das copas seguidas das trilhas de arraste ( $p \leq 0,001$ ). Oito anos após a exploração apenas os pátios de estocagem e estradas secundárias apresentaram valores de diversidade estatisticamente mais baixos do que nas áreas não exploradas ( $p < 0,001$ ).

Embora exista a necessidade de reduzir impactos na floresta, Schwartz et al. (2014) ressaltam 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 et al. (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, esses efeitos podem alterar a comunidade de espécies arbóreas a longo prazo. Clark e Covey (2012), por exemplo, encontraram um efeito negativo da exploração florestal na diversidade de espécies em regiões tropicais e temperadas.



**Figura 7.** Ordenação das espécies florestais da regeneração natural utilizando o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), 1, 4 e 8 anos após a exploração florestal.

Os círculos pretos são as áreas com 1 ano, os quadrados cinza são as áreas com 4 anos, os triângulos cinza são as áreas com 8 anos após a exploração e os círculos brancos são as áreas de floresta não afetadas diretamente pela exploração florestal (FNAD).

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 FNAD:  $F = 4,105$ ,  $p = 0,022$ ; 4 anos versus FNAD:  $F = 1,83$ ,  $p = 0,134$ ; 8 anos versus FNAD:  $F = 1,83$ ,  $p = 0,125$ ).

**Tabela 2.** Índices de diversidade de espécies nos diferentes níveis de perturbação e floresta não afetada diretamente (FNDA) presentes na área de estudo.

Ambiente	1 ano		4 anos		8 anos	
	S <sup>(1)</sup>	$\alpha$	S	$\alpha$	S	$\alpha$
Pátio	42	9,42	41	8,59	53	17,02
Estrada secundária	40	9,28	44	11,86	55	16,59
Trilha de arraste	68	20,39	61	38,30	56	27,09
Clareira de copa	-	-	62	44,02	44	23,83
Clareira do fuste	33	11,45	36	20,17	49	34,24
FNDA <sup>(2)</sup>	64	26,93	47	23,64	61	29,16

<sup>(1)</sup>S = Número de espécies ou riqueza de espécies.  $\alpha$  = Índice de diversidade Alpha de Fisher.

<sup>(2)</sup>Floresta não afetada diretamente pela exploração florestal.

No caso dos ambientes com altos níveis de perturbação ocorre ainda a retirada da camada superficial do solo e conseqüentemente 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), pode-se 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 inadequado tomar decisões sobre a sustentabilidade do manejo com base apenas na classificação dos impactos da diversidade alfa, devendo ser incluídos os impactos em escala regional dentro do contexto da heterogeneidade de paisagens e não apenas no âmbito de parcelas. Segundo Braz e Mattos (2015), para os próximos ciclos de cortes são esperadas mudanças na estrutura e composição quando comparadas com o ponto inicial, mas ainda assim deve ser considerada a sustentabilidade da atividade.

## Conclusões

- Apenas imediatamente após a exploração (1 ano) foi possível identificar diferenças significativas na composição florística da regeneração natural.
- De maneira geral, 8 anos após a exploração florestal, densidade, composição e diversidade florística da regeneração natural apresentaram tendência a mostrar valores similares aos da floresta não perturbada por exploração em todos os ambientes estudados.
- A maior densidade de espécies florestais pioneiras, incluindo espécies comerciais, em ambientes mais fortemente perturbados, como pátios de estocagem e estradas secundárias, observados neste estudo, sugere que alguns desses ambientes podem ser utilizados como áreas de regeneração de forma a incrementar os estoques de volume de madeira para futuras colheitas.
- Os ambientes com perturbações de intensidade intermediária, como trilhas de arraste, favoreceram a diversidade de espécies.

## Referências

- ALVAREZ-BUYLLA, E. R.; MARTINEZ-RAMOS, M. Demography and allometry of *Cecropia obtusifolia*, a neotropical pioneer tree - an evaluation of the Climax-Pioneer Paradigm for tropical rain forests. **Journal of Ecology**, v. 80, n. 2, p. 275-290, Jun. 1992.
- AMARAL, D. D.; VIEIRA, I. C. G.; ALMEIDA, S. S.; SALOMÃO, R. P.; SILVA, A. S. L.; JARDIM, M. A. G. *Checklist* da flora arbórea de remanescentes florestais da região metropolitana de Belém e valor histórico dos fragmentos, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 4, n. 3, p. 231-289, 2009.
- BARDALES, N. G.; OLIVEIRA, T. K. de; AMARAL, E. F. do. **Solos e aptidão agroflorestal do município do Bujari, Acre**. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, 2015. 47 p. (Embrapa Acre. Documentos, 141).
- BENTOS, T. V.; MESQUITA, R. C. G.; WILLIAMSON, G. B. Reproductive phenology of Central Amazon pioneer trees. **Tropical Conservation Science**, v. 1, n. 3, p. 186-203, 2008.

- BORREGA, M.; GIBSON, L. J. Mechanics of balsa (*Ochroma pyramidale*) wood. **Mechanics of Materials**, v. 84, p. 75-90, May 2015.
- BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P. de. Manejo de produção em florestas naturais da Amazônia: mitos e verdades. **Nativa**, v. 3, n. 4, p. 292-295, out./dez. 2015.
- CARNEIRO, V. M. C. **Composição florística e estrutural da regeneração natural em uma floresta manejada no município de Itacoatiara (AM)**. 2010. 174 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas: Botânica) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- CHAUDHARY, A.; BURIVALOVA, Z.; KOH, L. P.; HELLWEG, S. Impact of forest management on species richness: global meta-analysis and economic trade-offs. **Scientific Reports**, v. 6, 23954, Apr. 2016.
- CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195-2198, set./dez. 2012.
- CLARK, J. A.; COVEY, K. R. Tree species richness and the logging of natural forests: a meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 276, p. 146-153, July 2012.
- COELHO, R. F. R.; MIRANDA, I. S.; MITJA, D. Caracterização do processo sucessional no Projeto de Assentamento Benfica, sudeste do estado do Pará, Amazônia Oriental. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 251-282, 2012.
- CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Demography and harvest potential of Latin American timber species: data from a large, permanent plot in Panama. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 7, n. 4, p. 599-622, June 1995.
- DARRIGO, M. R.; VENTICINQUE, E. M.; SANTOS, F. A. M. dos. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 52-59, Jan. 2016.
- DENSLOW, J. S. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. **Ecological Applications**, v. 5, n. 4, p. 962-968, Nov. 1995.
- DICKINSON, M. B.; WHIGHAM, D. F.; HERMANN, S. M. Tree regeneration in felling and natural treefall disturbances in a semideciduous tropical forest in Mexico. **Forest Ecology and Management**, v. 134, n. 1-3, p. 137-151, Sept. 2000.
- DUAH-GYAMFI, A.; SWAINE, E. K.; ADAM, K. A.; PINARD, M. A.; SWAINE, M. D. Can harvesting for timber in tropical forest enhance timber tree regeneration? **Forest Ecology and Management**, v. 314, p. 26-37, Feb. 2014.

FERRAZ, I. D. K.; LEAL FILHO, N.; IMAKAWA, A. M.; VARELA, V. P.; PIÑARODRIGUES, F. C. M. Características básicas para um agrupamento ecológico preliminar de espécies madeireiras da floresta de terra firme da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 34, p. 621-633, 2004.

FIGUEIREDO, E. O. **MODEFLORA**: Modelo Digital de Exploração Florestal. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, 2008. 2 p. (Embrapa Acre. Impactos).

FIGUEIREDO, E. O.; BRAZ, E. M.; OLIVEIRA, M. V. N. d'. (Ed.). **Manejo de precisão em florestas tropicais**: modelo digital de exploração florestal. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, 2007. 183 p.

FREDERICKSEN, T. S.; MOSTACEDO, B. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 131, n. 1-3, p. 47-55, June 2000.

FREDERICKSEN, T. S.; PARIONA, W. Effect of skidder disturbance on commercial tree regeneration in logging gaps in a Bolivian tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 171, n. 3, p. 223-230, Nov. 2002.

FUNDAÇÃO DE TECNOLOGIA DO ESTADO DO ACRE. Estrutura do plano de manejo de uso múltiplo da Floresta Estadual do Antimary. Rio Branco, AC, 1990. 103 p.

HIGUCHI, N.; JARDIM, F. C. D. S.; SANTOS, J. dos; ALENCAR, J. da C. Inventário diagnóstico da regeneração natural. **Acta Amazonica**, v. 15, n. 1-2, p. 199-233, 1985.

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

LIMA, T. A.; VIEIRA, G. High plant species richness in monospecific tree plantations in the Central Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 295, p. 77-86, May 2013.

MESQUITA, R. C. G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2-3, p. 129-134, Dec. 1999.

MOSTACEDO, B.; FREDERICKSEN, T. S.; TOLEDO, M. Respuestas de las plantas a la intensidad de aprovechamiento en un bosque semi-deciduo pluviestacional de la region de Lomerío Santa Cruz Bolivia. **Boletín de Sociedad Botánica Boliviana**, v. 2, p. 75-88, 1998.

MOSTACEDO, B.; PUTZ, F. E.; FREDERICKSEN, T. S.; VILLCA, A.; PALACIOS, T. Contributions of root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 6, p. 978-985, Sept. 2009.

NEBEL, G.; KVIST, L. P.; VANCLAY, J. K.; CHRISTENSEN, H.; FREITRAS, L.; RUIZ, J. Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon I. Overstorey. **Forest Ecology and Management**, v. 150, n. 1-2, p. 27-57, Sept. 2001.

OLIVEIRA, M. V. N. d'. Artificial regeneration in gaps and skidding trails after mechanised forest exploitation in Acre, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 127, n. 1-3, p. 67-76, Mar. 2000.

OLIVEIRA, M. V. N. d'; BRAZ, E. M. Estudo da dinâmica da floresta manejada no projeto de manejo florestal comunitário do PC Pedro Peixoto na Amazônia Ocidental. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 2, p. 177-182, 2006.

OLIVEIRA, M. V. N. d'; REUTEBUCH, S. E.; MCGAUGHEY, R. J.; ANDERSEN, H. E. Estimating forest biomass and identifying low-intensity logging areas using airborne scanning lidar in Antimary State Forest, Acre State, Western Brazilian Amazon. **Remote Sensing of Environment**, v. 124, p. 479-491, Sept. 2012.

OLIVEIRA, M. V. N. d'; RIBAS, L. A. Forest regeneration in artificial gaps twelve years after canopy opening in Acre State Western Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 11, p. 1722-1731, June 2011.

PEREIRA, R.; ZWEDE, J.; ASNER, G. P.; KELLER, M. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 168, n. 1-3, p. 77-89, Sept. 2002.

PINARD, M. A.; BARKER, M. G.; TAY, J. Soil disturbance and post-logging forest recovery on bulldozer paths in Sabah, Malaysia. **Forest Ecology and Management**, v. 130, n. 1-3, p. 213-225, May 2000.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2008.

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

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

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

SCHWARTZ, G.; LOPES, J. C.; KANASHIRO, M.; MOHREN, G. M.; PEÑA-CLAROS, M. Disturbance level determines the regeneration of commercial tree species in the Eastern Amazon. **Biotropica**, v. 46, n. 2, p. 148-156, Mar. 2014.

SORIANO, M.; KAINER, K. A.; STAUDHAMMER, C. L.; SORIANO, E. Implementing multiple forest management in Brazil nut-rich community forests: effects of logging on natural regeneration and forest disturbance. **Forest Ecology and Management**, v. 268, p. 92-102. Mar. 2012.

SWAINE, M. D.; AGYEMAN, V. K. Enhanced tree recruitment following logging in two forest reserves in Ghana. **Biotropica**, v. 40, n. 3, p. 370-374, May 2008.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.

TOLEDO-ACEVES, T.; PURATA-VELARDE, S.; PETERS, C. M. Regeneration of commercial tree species in a logged forest in the Selva Maya, Mexico. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 11, p. 2481-2489, Nov. 2009.

VIEIRA, G. Dynamics of the remaining plant population in gaps after logging in the Amazon. In: CONFERENCE ON FORESTRY AND FOREST PRODUCTS RESEARCH, 3., 1995, Kepong, Selangor. **Proceedings...** Kuala Lumpur: Forest Research Institute Malaysia, 1996. p. 54-67.

ZIMMERMAN, B. L.; KORMOS, C. F. Prospects for sustainable logging in tropical forests. **BioScience**, v. 62, n. 5, p. 479-487, 2012.

### Anexo I. Lista de espécies pioneiras selecionadas para análise dos grupos ecológicos.

Espécie	Família	Referência
<i>Acalypha</i> sp.	Euphorbiaceae	Coelho et al. (2012); d'Oliveira (2000)
<i>Apeiba timbourbou</i> Aubl.	Tiliaceae	Coelho et al. (2012); d'Oliveira (2000)
<i>Bellucia</i> sp.	Melastomataceae	Bentos et al. (2008)
<i>Calycophyllum spruceanum</i> Benth.	Rubiaceae	Nebel et al. (2001); d'Oliveira (2000)
<i>Cecropia leocoma</i> Miq.	Cecropiaceae	d'Oliveira (2000); Swaine e Whitmore (1988); Silva et al. (1995)
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Cecropiaceae	d'Oliveira; Ribas (2011); d'Oliveira (2000); Swaine e Whitmore (1988)
<i>Cecropia</i> sp.	Cecropiaceae	d'Oliveira; Ribas (2011); d'Oliveira (2000); Swaine e Whitmore (1988); Mesquita et al. (1999)
<i>Cedrela odorata</i> L.	Meliaceae	d'Oliveira; Ribas (2011); d'Oliveira (2000); Swaine e Whitmore (1988)
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Bombacaceae	d'Oliveira (2000); Mostacedo et al. (2009); Coelho et al. (2012)
<i>Ceiba samauma</i> (Mart.) K.Schum.	Bombacaceae	Mostacedo et al. (2009); d'Oliveira (2000)
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	Bignoniaceae	Lima; Vieira (2013); d'Oliveira (2000)
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	Caricaceae	Coelho et al. (2012); d'Oliveira (2000)
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. Ex Lam.)	Bombacaceae	Borrega; Gibson (2015); d'Oliveira (2000)
<i>Sapium marmieri</i> Huber	Euphorbiaceae	Mostacedo et al. (2009); d'Oliveira (2000)
<i>Schizolobium amazonicum</i> Hub.	Caesalpinaceae	d'Oliveira; Ribas (2011); d'Oliveira (2000)
<i>Solanum</i> sp.	Solanaceae	d'Oliveira; Ribas (2011); Swaine e Whitmore (1988); Mostacedo et al. (2009)
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O. Grose	Bignoniaceae	Mostacedo et al. (2009); d'Oliveira (2000)
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Clusiaceae	Mesquita et al. (1999); Bentos et al. (2008)
<i>Vismia sapurensis</i> Reichardt.	Clusiaceae	Mesquita et al. (1999); Bentos et al. (2008)
<i>Vismia</i> sp.	Clusiaceae	Mesquita et al. (1999); Bentos et al. (2008)

**Anexo II.** Lista de espécies não pioneiras selecionadas para análise dos grupos ecológicos.

<b>Espécie</b>	<b>Família</b>	<b>Referência</b>
<i>Astronium lecointei</i> Ducke	Anacardiaceae	Ferraz et al. (2004)
<i>Bertholletia excelsa</i> H.B.K.	Lecithidaceae	Amaral et al. (2009)
<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	Moraceae	Amaral et al. (2009)
<i>Couratari macrosperma</i> A.S. Smith	Lecythidaceae	Swaine e Whitmore (1988)
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd	Fabaceae	Ferraz et al. (2004)
<i>Drypetes</i> sp.	Euphorbiaceae	Swaine e Whitmore (1988)
<i>Drypetes variabilis</i> Uitt.	Euphorbiaceae	Swaine e Whitmore (1988)
<i>Enterolobium schomburgkii</i> Benth.	Mimosaceae	Amaral et al. (2009)
<i>Eschweilera odorata</i> (Poepp) Miers.	Lecythidaceae	Swaine e Whitmore (1988); Ferraz et al. (2004)
<i>Hevea brasiliensis</i> Muell. Arg.	Euphorbiaceae	Silva et al. (1995); Amaral et al. (2009)
<i>Hymenolobium</i> sp.	Fabaceae	Ferraz et al. (2004)
<i>Licaria</i> sp.	Lauraceae	Ferraz et al. (2004); Silva et al. (1995)
<i>Minquartia</i> sp.	Olacaceae	Swaine e Whitmore (1988)
<i>Nectandra</i> sp.	Lauraceae	Ferraz et al. (2004)
<i>Ocotea</i> sp.	Lauraceae	Silva et al. (1995)
<i>Parkia</i> sp.	Mimosaceae	Ferraz et al. (2004)
<i>Pouteria</i> sp.	Sapotaceae	Silva et al. (1995); Amaral et al. (2009)
<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	Burseraceae	Amaral et al. (2009)
<i>Psychotria</i> sp.	Rubiaceae	Swaine; Whitmore (1988)

**Embrapa**

---

*Acre*

MINISTÉRIO DA  
AGRICULTURA, PECUÁRIA  
E ABASTECIMENTO



PÁTRIA AMADA  
**BRASIL**  
GOVERNO FEDERAL

CGPE 15975