

Impacto da exploração madeireira na diversidade genética  
e área basal de jatobá na Amazônia sul-ocidentalLogging impact on genetic diversity and  
basal area of jatobá in south-western AmazonSusana Maria Melo Silva<sup>1</sup>, Lucia Helena de Oliveira Wadt<sup>2</sup>,  
Antonio Gilson Gomes Mesquita<sup>3</sup> e Karina Martins<sup>4</sup>

---

**Resumo**

O jatobá (*Hymenaea courbaril* L.) é uma espécie intensamente explorada, devido à qualidade da sua madeira. O presente trabalho objetivou avaliar o impacto do manejo florestal sustentável, seguindo as diretrizes brasileiras, sobre densidade, área basal e diversidade genética de jatobá. O estudo foi realizado no período de 2008 a 2009 em três propriedades particulares localizadas na região Sul-Occidental da Amazônia Brasileira. A densidade de indivíduos antes da exploração madeireira variou de 0,04 a 0,25 árv. ha<sup>-1</sup> e a redução mais drástica em densidade (-50%) e área basal (-53,8%) ocorreu na população com a maior densidade inicial de indivíduos. Houve redução no número total de alelos após exploração e perda de alelos raros. Uma vez que o impacto ecológico e genético da exploração madeireira variou em função das condições iniciais das populações (estrutura populacional e densidade), recomendamos que os planos de manejo estabeleçam limites de exploração por espécie, para evitar que espécies localmente mais frequentes sejam super-exploradas.

**Palavras-chave:** *Hymenaea courbaril*; Manejo Florestal Sustentável, Diversidade Genética, Densidade.

**Abstract**

*Hymenaea courbaril* L. is a heavily exploited tropical tree species due to the quality of its timber. We evaluated the impact of sustainable forest management, following the Brazilian guidelines, on *H. courbaril* density, basal area and genetic diversity. The study was conducted from 2008 to 2009, in three forest populations located in south-western Brazilian Amazonia. We calculated basal area and density of individuals for each population before and after logging. Tree density varied from 0.04 to 0.25 trees.ha<sup>-1</sup> before logging and the area showing greatest pre-logging density suffered the strongest decline in density (-50%) and basal area (-53,8%). We observed a decrease in the total number of alleles and loss of rare alleles. Ecological and genetic impacts of logging varied according to the initial conditions of our populations (in population structure and density). Based on our results, we recommend that management plans consider cutting limits per species per plot in order to avoid super-exploitation of species that are locally more frequent.

**Keywords:** *Hymenaea courbaril*, Sustainable Forest Management, Genetic Diversity, Density.

---

**INTRODUÇÃO**

O manejo florestal sustentável pode ser definido como os procedimentos para manejar os recursos florestais de modo a atender as demandas atuais e futuras da sociedade, garantindo não só a sustentabilidade econômica e social, como a integridade do ecossistema e a diversidade de espécies (WANG, 2004). No contexto da exploração madeireira, tanto a taxa de regeneração natural das espécies de interesse econômico (MOSTACEDO; FREDERICKSEN, 1999) como seu crescimento em altura e volume deverão ser suficientes para possibilitar a oferta de um volume de madeira que justifique economicamente ciclos consecutivos de exploração. Na floresta amazônica, avaliações de modelos

---

<sup>1</sup>Doutoranda em Biodiversidade e Biotecnologia. UFAM - Universidade Federal do Amazonas. Av. Gal. Rodrigo Otávio Jordão Ramos, 3000 - 69.077-000 - Manaus, Am, Brasil. E-mail: [susanammelo@hotmail.com](mailto:susanammelo@hotmail.com).

<sup>2</sup>Pesquisadora Doutora. Embrapa Rondônia - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Rodovia BR-364, Km 5,5 - Cidade Jardim - Caixa Postal 127 - 76815800 - Porto Velho, RO, Brasil. E-mail: [lucia.wadt@embrapa.br](mailto:lucia.wadt@embrapa.br).

<sup>3</sup>Professor Associado. UFAC - Universidade Federal do Acre / Centro de Ciências Biológicas e da Natureza. Caixa-postal: 500 - 69920900 - Rio Branco, AC, Brasil. E-mail: [mesquitaagg@gmail.com](mailto:mesquitaagg@gmail.com).

<sup>4</sup>Professora Doutora do Departamento de Biologia. UFSCar - Universidade Federal de São Carlos / Centro de Ciências Humanas e Biológicas. Rodovia João Leme dos Santos, Km 110 - SP-264 - 18052780 - Sorocaba, SP, Brasil. E-mail: [karimartins@yahoo.com](mailto:karimartins@yahoo.com).

regulamentados de manejo sustentável têm revelado que as premissas da sustentabilidade florestal não têm sido alcançadas para a maioria das espécies comumente exploradas (MOSTACEDO; FREDERICKSEN, 1999; DAUBER et al., 2005; DEGEN et al., 2006; GOURLET-FLEURY et al., 2005; PARK et al., 2005; SIST, 2007; SEBBENN et al., 2008; RONDON et al., 2009; ROZENDAAL et al., 2010).

Apesar de a exploração madeireira ser uma prática realizada em larga escala na floresta amazônica, as informações básicas sobre ecologia florestal, dendrometria, relações ecológicas entre as espécies e genética populacional em florestas tropicais ainda são pouco conhecidas (AZEVEDO et al., 2007; JALONEN et al., 2014; LACERDA et al., 2008a; LOWE et al., 2005; RUTISHAUSER et al., 2015; SILVA et al., 2008), dificultando uma análise realista dos impactos e da sustentabilidade do manejo florestal. Como consequência, não se tem informações suficientes para o refinamento ou até a reformulação de diretrizes legais. Geralmente, o agrupamento de espécies para fins de planejamento da exploração é feito em função de suas características comerciais, sem considerar as diferenças ecológicas e de crescimento. Isso pode levar a impactos negativos na dinâmica de crescimento e reprodução da floresta como um todo. Os poucos trabalhos que buscaram comparar as espécies amazônicas quanto à oferta futura de volume de madeira após a primeira exploração indicaram diferenças significativas entre as espécies, sendo umas mais resilientes do que outras (DAUBER et al., 2005; DEGEN et al. 2006; SEBBENN et al., 2008). Dessa forma, estratégias de manejo espécie-específicas passam a ser de extrema relevância, considerando não apenas condições de crescimento, mas também variáveis ecológicas e reprodutivas (AZEVEDO et al., 2007; SEBBENN et al., 2008; LACERDA et al., 2013; VINSON et al., 2015).

A redução no tamanho da população após a exploração pode levar à perda de alelos, especialmente aqueles raros (ELLSTRAND; ELAM, 1993; WHITE et al., 2002; DEGEN; SEBBENN, 2014). Para diversas espécies amazônicas de interesse madeireiro a exploração florestal tem ocasionado a perda de diversidade genética (DEGEN et al., 2006; SEBBENN et al., 2008; ANDRÉ et al., 2008; CARNEIRO et al., 2011; VINSON et al., 2015), o que pode comprometer a sobrevivência em longo prazo das populações exploradas. Outro aspecto a ser considerado é que a intensidade máxima de corte definida no plano de exploração de cada área considera apenas o volume máximo de madeira, sem fazer distinção entre as espécies. Isso implica que diferenças na densidade e volume basal das espécies entre áreas poderão impactar mais severamente algumas espécies, que tendem a ser super-exploradas localmente, podendo provocar extinção local.

O presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar o impacto do manejo florestal sustentável, seguindo as diretrizes brasileiras, sobre a densidade, área basal, e diversidade genética de *Hymenaea courbaril* L., na porção sul-ocidental da Amazônia brasileira.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Espécie estudada

*Hymenaea courbaril* L. (Fabaceae) é uma espécie arbórea tropical, hermafrodita, polinizada por morcegos e amplamente distribuída nos trópicos, ocorrendo do litoral sul brasileiro à costa ocidental da região central do México. Embora a espécie tenha uma ampla distribuição, geralmente ocorre em baixas densidades populacionais (<1 árvore.ha<sup>-1</sup>), e apresenta crescimento anual de 0,4 cm.ano<sup>-1</sup> (LACERDA et al., 2008a). O grande porte e boas características físicas da madeira a coloca entre as espécies mais valiosas e mais intensamente exploradas na Amazônia brasileira (LACERDA et al., 2008b; CARNEIRO et al., 2011). Segundo a FAO (1995), essa espécie se enquadra em duas categorias de recurso genético florestal importante para a conservação *in situ*: a de espécie arbórea de interesse econômico e a de espécie com importância para a sustentabilidade do ecossistema.

### Local de estudo e amostragem

O estudo foi realizado na região sul-ocidental da Amazônia brasileira, em três propriedades particulares localizadas no município de Lábrea, no estado do Amazonas (AM) e nos municípios de Capixaba e Porto Acre, no estado do Acre (AC), Brasil (Tabela 1). A precipitação anual nas áreas de estudo é de 1.800 a 2.000 mm e o clima é do tipo equatorial úmido.

**Tabela 1.** Área das fazendas e dos talhões estudados na região sul-ocidental da Amazônia brasileira.  
**Table 1.** Area of farms and plots studied in the south-western region of the Brazilian Amazon.

Município/Estado	Latitude	Longitude	Área total da fazenda (ha)	Área estudada (ha)
Lábrea/Amazonas	9,396°L	72,804°S	8.000	428
Capixaba/Acre	10,529°L	67,987°S	2.200	1000
Porto Acre/Acre	9,542°L	67,679°S	1.500	328

A região em que as propriedades de Lábrea e Capixaba estão inseridas apresenta vegetação primária equatorial úmida, com várias espécies de dossel, palmeiras e bambu. A fazenda em Capixaba faz divisa com áreas de pastagem enquanto que a fazenda de Lábrea é ladeada por uma terra indígena. A fazenda de Porto Acre apresenta vegetação primária equatorial úmida, floresta aberta com palmeiras e região de baixio (área alagada), com presença de igapós e pastagem.

A coleta de dados foi feita em talhões de exploração florestal, antes e depois da exploração madeireira. O manejo florestal aplicado nestas áreas seguiu as diretrizes da lei n° 11.284/06 art.3 que tem como finalidade a administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras (IBAMA, 2010). O manejo florestal aplicado em Lábrea e Capixaba foi de baixo impacto, com ciclo de corte de 30 anos e intensidade de corte de 13 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. Na propriedade de Porto Acre, o sistema de manejo foi baseado no modelo digital de exploração florestal, com ciclo de corte de 30 anos e intensidade de corte de 14,5 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (FIGUEIREDO et al., 2007).

Em cada propriedade foi estudado um talhão florestal, onde foram obtidos os dados do mapeamento das árvores de *H. courbaril* com DAP > 45 cm, cedidos pelos proprietários das áreas (Tabela 1). Além desses dados, foi feito um novo inventário para mapeamento de árvores de jatobá com DAP ≥ 5 cm, registrando dados de DAP, altura e coordenadas geográficas. A densidade de jatobás com DAP ≥ 5 cm foi calculada antes e depois da exploração, bem como a área basal (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>).

O mapeamento dos indivíduos regenerantes foi feito após 18 meses da exploração na área de Lábrea - AM e 12 meses em Capixaba - AC. Na área de Porto Acre, não foi possível o mapeamento depois da exploração. Árvores com evidências de florescimento foram tomadas como centro de unidades amostrais circulares, a partir das quais foram definidas parcelas, considerando um raio de 20 metros, onde todos os regenerantes com diâmetro a altura do solo (DAS) < 5 cm e DAP < 10 cm foram inventariados tomando-se medidas de altura, DAS e coordenadas geográficas.

Para as análises genéticas foram coletadas amostras da entrecasca (câmbio) de todas as árvores de *H. courbaril* mapeadas (DAP ≥ 5 cm). As amostras foram obtidas pela retirada de uma pequena quantidade do câmbio com o auxílio de um formão (ferramenta utilizada para entalhar madeira) e uma pinça de aço inoxidável. Imediatamente após a coleta, o tecido foi conservado em microtubos contendo 1,0 mL de tampão de transporte (30% de tampão de extração CTAB a 2%: 70% Etanol) e levadas para o Laboratório de Morfologia e Biologia Molecular (LABMOL) da Embrapa Acre onde foram armazenadas a -20°C para posterior extração de DNA.

### Obtenção dos marcadores microssatélites

A extração do DNA genômico seguiu o protocolo CTAB 2% (DOYLE; DOYLE, 1987) adaptado por Ferreira e Grattapaglia (1998) sendo que o tecido da entrecasca foi macerado usando um homogeneizador automático (Tissue Lyser® Qiagen) por 1 min e 30s com frequência de 30 Hertz. O DNA extraído foi diluído em água ultrapura para uma concentração de 2,5 ng/μL. Para as análises genéticas foram utilizados oito pares de iniciadores microssatélites, sendo seis (Hc12, Hc14, Hc40, Hc42, Hc33, Hc25) desenvolvidos por Ciampi et al. (2008), e outros dois (Hc35 e Hc49) desenvolvidos pela Embrapa Recursos Genéticos.

As reações de amplificação dos fragmentos de DNA foram feitas seguindo protocolo descrito em Silva et al. (2014). Os fragmentos amplificados foram separados em gel desnaturante de poliacrilamida a 5%, em cuba vertical contendo tampão TBE 1X sob 1600 volts e 40 mili-Amperes, por 1h. Os fragmentos de DNA foram corados com nitrato de prata e observados na forma de bandas (CRESTE et al, 2001). A leitura dos fragmentos amplificados foi realizada visualmente por meio de comparação com marcador de peso molecular padrão (10-pb "Ladder" Invitrogen®). Os fragmentos que apresentaram diferentes pesos moleculares foram considerados alelos diferentes.

## Análise de dados

A estrutura populacional foi avaliada para cada área de estudo, antes e depois da exploração, analisando-se a distribuição dos indivíduos em classes de tamanho (altura dos regenerantes e DAP), o DAP médio das árvores e a área basal. A distribuição dos indivíduos de jatobá em classes de tamanho foi visualizada em gráfico de densidade considerando a amplitude de classes de tamanho de 10 cm para DAP e 20 cm para altura de regenerantes. Os gráficos foram avaliados visualmente quanto à forma de distribuição de J invertido. Os dados de DAP foram transformados em DAP<sup>2</sup> para atender às pressuposições de normalidade e homocedasticidade da ANOVA. O DAP médio e a área basal foram comparados por meio de ANOVA com o *software* SPSS versão 1.6 (2010). O teste de médias foi feito utilizando Duncan com 5% de probabilidade.

Para cada população, considerando os oito locos microssatélites, os seguintes parâmetros genéticos foram estimados: número total de alelos e as frequências alélicas, considerando as situações antes e depois da exploração para todos os indivíduos. A diversidade genética das populações foi analisada pela heterozigosidade esperada no equilíbrio de Hardy-Weinberg ( $\hat{H}_E$ ), número médio de alelos por loco ( $\hat{A}$ ) e índice de fixação de Wright ( $\hat{f}$ ) que é o valor individualizado por população e que mede o desvio da proporção de heterozigotos esperada segundo o Equilíbrio de Hardy Weinberg (EHW) dentro da população. O valor desse índice varia entre -1 e 1, sendo zero o valor encontrado para uma população em equilíbrio. Todas essas estimativas foram obtidas a partir do programa GDA (LEWIS; ZAYKIN, 2002). O número médio de alelos e o número médio de alelos com frequências menores que 0,05 e 0,10 antes e depois da exploração florestal foram submetidos aos testes *t* e de Friedman, para avaliar diferenças entre e dentro das populações estudadas.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Estrutura populacional

O mapeamento de árvores com DAP > 5 cm realizado nesse estudo possibilitou a inclusão de dois novos indivíduos de jatobá (DAP > 45 cm) nas fazendas de Capixaba e Lábrea, e a verificação de que 13 indivíduos tinham sido erroneamente identificados como jatobá em Porto Acre. Esse tipo de erro é comum em inventários comerciais, mascarando o verdadeiro potencial da floresta e também gerando risco de impacto negativo nas populações. Alguns indivíduos, por exemplo, podem ser tratados como porta-sementes de uma espécie quando na verdade são de outra espécie. A correta identificação botânica das árvores deve ser tratada como fator importante no manejo, para evitar erros de planejamento e exploração de indivíduos indesejáveis.

No total foram estudados 160 indivíduos com DAP ≥ 5 cm. Praticamente não foram encontrados indivíduos com DAP < 45 cm nos talhões de Capixaba e Porto Acre (Figura 2, Tabela 2), mostrando que há um déficit de indivíduos jovens nesses locais.

**Tabela 2.** Caracterização das populações estudadas, antes da exploração, em termos de tamanho amostral, densidade, porcentagem de árvores com diâmetro para corte (DAP > 45cm), DAP médio, área basal média e porcentagem de indivíduos explorados para *Hymenaea courbaril*.

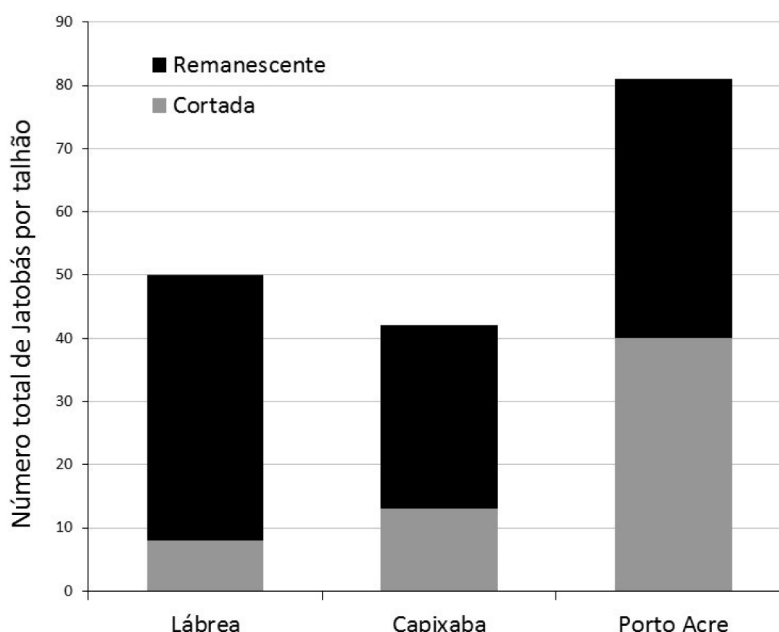
**Table 2.** Characterization of studied populations before logging, in terms of density, percentage of trees with DBH above cutting diameter (DBH > 45cm), average DBH, average basal area, cutting intensity and percentage of *Hymenaea courbaril* individuals exploited.

Populações	Lábrea	Capixaba	Porto Acre
Tamanho amostral	50	42	81
Densidade (ind.ha <sup>-1</sup> )	0,12	0,04	0,25
% árvores com DAP > 45 cm	64,7	95,4	100
DAP médio ± DP(cm)	86,7±24,0a	87,6±25,2a	79,4±15,9b
Área basal média (m <sup>2</sup> .ind <sup>-1</sup> )	0,6351a	0,6542a	0,5143b
% de indivíduos explorados <sup>1</sup>	16,0	31,0	49,4

<sup>1</sup>porcentagem calculada a partir do número total de árvores;. Mesma letra na linha indica valores iguais ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de médias de Duncan.

As três populações apresentaram densidade populacional muito baixa, sendo a maior em Porto Acre (0,25 ind.ha<sup>-1</sup>). Os valores registrados foram próximos ao observado em outros estudos realizados em florestas não exploradas da região do vale do Rio Acre, com densidades variando de 0,05 ind.ha<sup>-1</sup> (CTA, 1999) a 0,68 ind.ha<sup>-1</sup> (FUNTAC, 1996).

Analisando o número de árvores remanescentes após a exploração, verifica-se uma redução de 16% a 50% dos indivíduos de jatobá (Figura 1, Tabela 2). Essa diferença na porcentagem de jatobás cortados ocorreu em função de diferenças entre as áreas quanto à densidade populacional; ao número de indivíduos acima do limite de corte (DAP > 45 cm) e à intensidade de exploração. Porto Acre apresenta a maior densidade populacional e todos os indivíduos estavam com DAP acima do limite de corte, tendo mais árvores de jatobá disponíveis para exploração que as outras áreas. Adicionalmente, em Porto Acre a intensidade de corte definida no plano de exploração foi maior (14,5 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>). Como o plano de exploração não estabelece limites por espécie, espera-se que as espécies mais frequentes na área sejam proporcionalmente mais exploradas, o que ocorreu nessa área para o jatobá, com 50% dos indivíduos explorados.



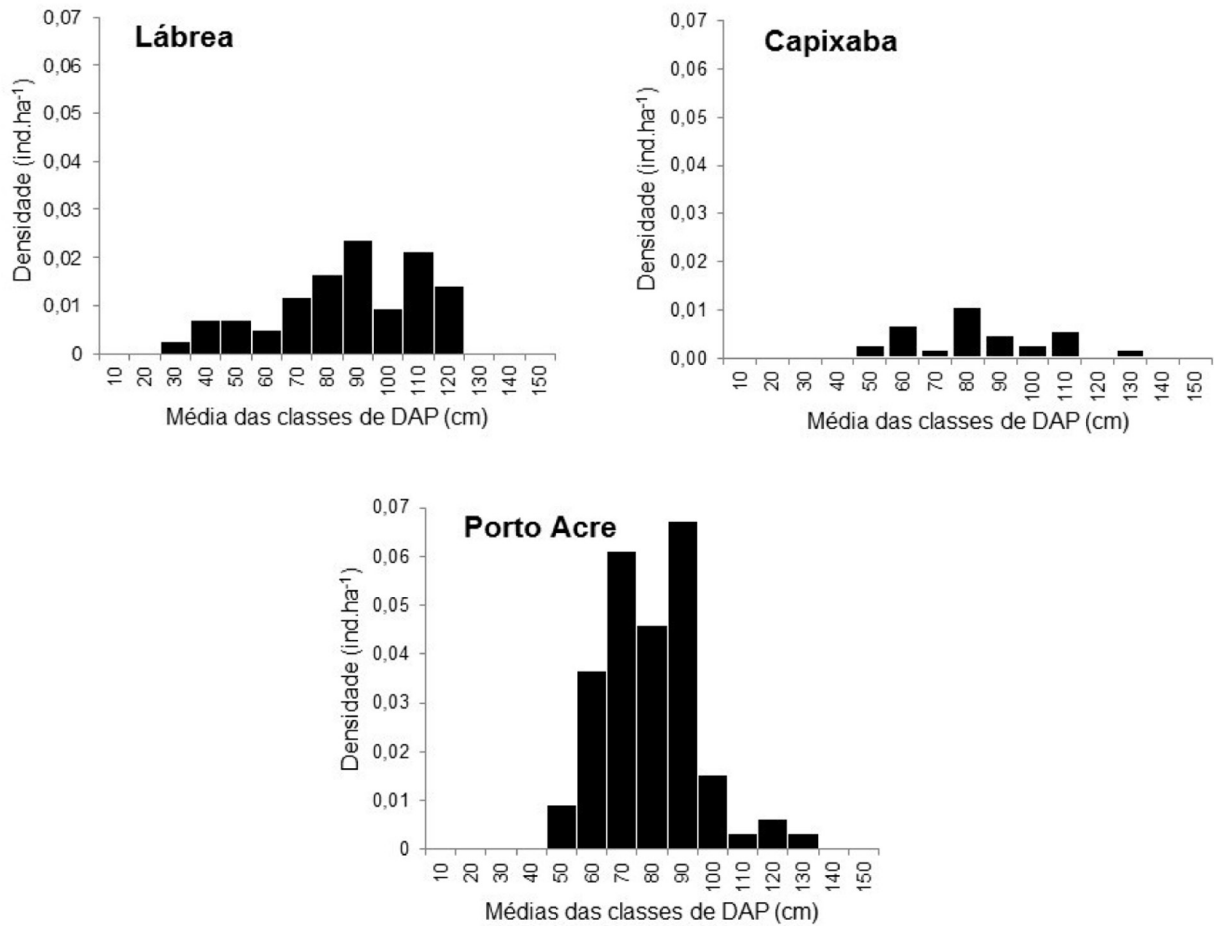
**Figura 1.** Representação esquemática da intensidade de corte de árvores de *H. courbaril* para as três populações estudadas.

**Figure 1.** Number of *H. courbaril* before (full column) and after (remanescente) forest management.

Os resultados apontam para a importância de se considerar a estrutura populacional da espécie na área a ser manejada, evitando assim a retirada de indivíduos que ainda completariam o ciclo reprodutivo (ALVINO et al., 2005). Neste caso, por se tratar de populações com densidades muito baixas e déficit de indivíduos nas menores classes de tamanho, é muito provável que o ciclo de corte definido no plano de manejo não seja suficiente para recuperação do estoque de madeira do jatobá nessas populações. Segundo Lacerda et al. (2008a), como *H. courbaril* possui um crescimento anual em diâmetro lento (0,4 cm.ano<sup>-1</sup>), o tempo para uma plântula se tornar um adulto reprodutivo pode ser superior a 80 anos.

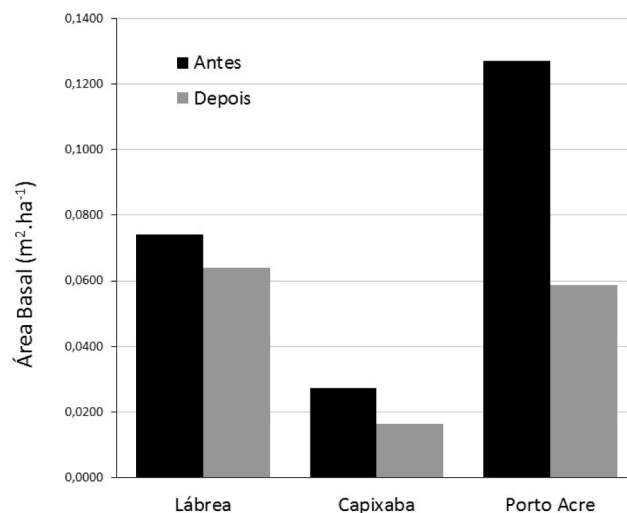
Além da estrutura populacional, outro fator importante a ser considerado é a maturidade das árvores. Essa espécie geralmente começa a reproduzir com DAP superior a 49 cm (LACERDA et al., 2013), e nesse caso é provável que muitos indivíduos sejam cortados antes de atingirem a maturidade, não contribuindo geneticamente para as gerações futuras. Com poucos indivíduos reprodutivos remanescentes, espera-se que ocorra uma diminuição significativa na diversidade genética de progênies produzidas nos eventos reprodutivos subsequentes ao manejo, como já detectado em outros estudos (ARRUDA et al., 2015; CARNEIRO et al., 2011; VINSON et al., 2015)

A população de Porto Acre foi a que apresentou maior densidade de jatobás, porém menor área basal média (Tabela 2). Isso ocorreu porque a maioria dos jatobás nesta população tinham DAP's de 60 a 100 cm, o que não ocorreu para as outras áreas (Figura 2).



**Figura 2.** Distribuição diamétrica de *H. courbaril* para indivíduos com DAP ≥ 25 cm.  
**Figure 2.** Diameter distribution of *H. courbaril*, with DBH ≥ 25 cm.

Com relação ao impacto da exploração na área basal, Lábrea foi a população com menor impacto, redução de 13,6% na área basal, enquanto as demais tiveram uma redução de 40,5% e 53,8% respectivamente para Capixaba e Porto Acre (Figura 3).

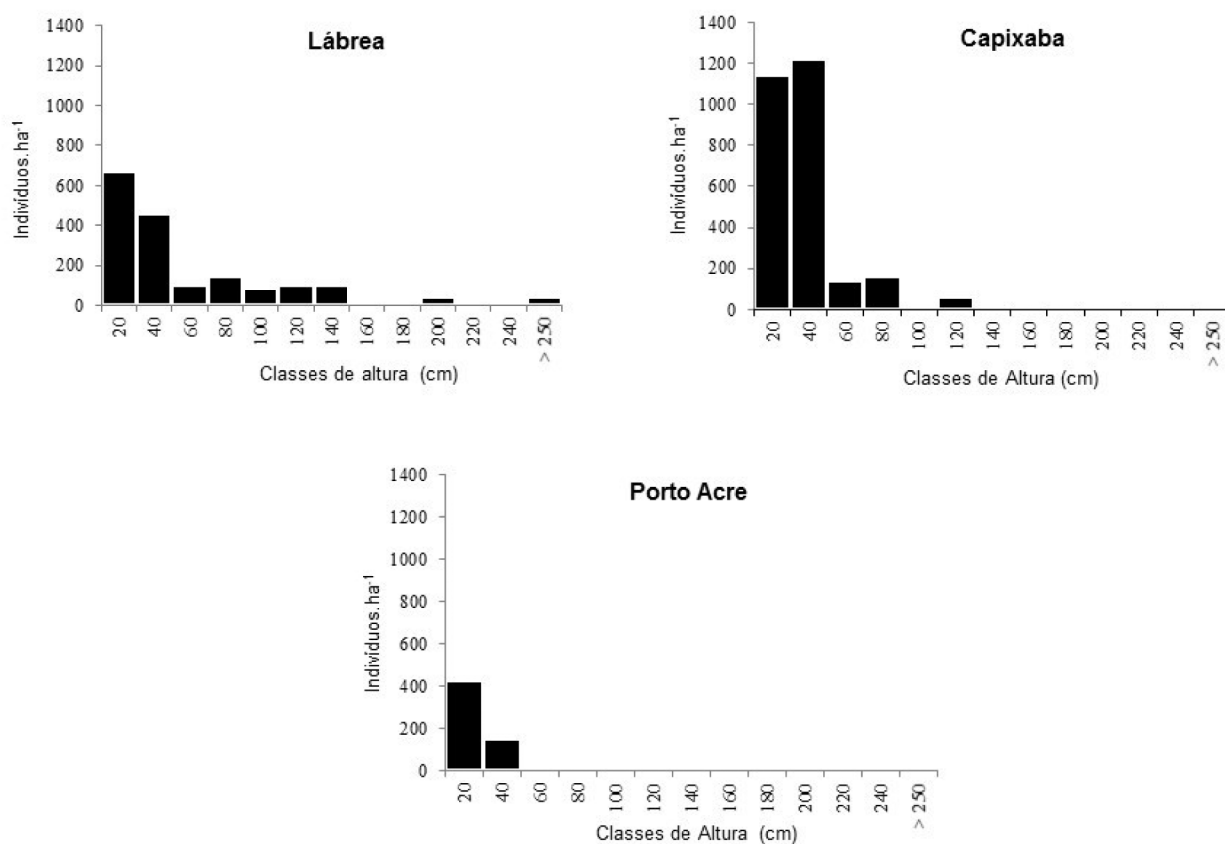


**Figura 3.** Área basal média por hectare, antes e depois do manejo florestal para as três populações de *H. courbaril* estudadas.  
**Figure 3.** *Hymenaea courbaril* basal area (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) before and after forest management.

Simulações de exploração de *Hymenaea courbaril* com DAP ≥ 55 cm mostraram que após seis ciclos de corte com intervalos de 30 anos, haveria perda significativa da área basal, sendo possível

recuperar apenas 30% do volume inicial da população (SEBBENN et al., 2008). Vale ressaltar, entretanto, que na definição dos parâmetros de estrutura populacional, os autores consideraram uma densidade de indivíduos com DAP  $\geq 20$  cm de 0,20  $\text{ár.v.ha}^{-1}$ , ou seja, um cenário muito mais otimista que a realidade de nossas populações, que já apresentaram um déficit de indivíduos jovens antes da exploração (Figura 2). As simulações realizadas por Lacerda et al. (2013) indicam que o ciclo de corte mínimo para o jatobá deve ser de 110 anos.

Nas áreas já exploradas (Lábrea e Capixaba), foi registrado um maior número de indivíduos regenerantes em diferentes classes de altura (Figura 4) do que na área não explorada (Porto Acre). Lábrea apresentou melhor estrutura de regeneração, com indivíduos em quase todas as classes de altura e em maior número nas classes iniciais. Capixaba apresentou uma estrutura intermediária, em que houve maior número de indivíduos nas duas primeiras classes de altura, mas ausência de regenerantes maiores que 120 cm de altura. A população de Porto Acre, que foi avaliada apenas antes da exploração florestal e tem maior densidade de adultos, apresentou falta de regenerantes (Figura 4), indicando uma dificuldade da população no estabelecimento de novas plantas.



**Figura 4.** Distribuição de regenerantes de *H. courbaril* em classes de altura.  
**Figure 4.** Distribution of *H. courbaril* regenerants in height classes.

Distribuições baseadas em classes de tamanho podem fornecer informação imediata sobre o impacto de intervenções na população (HALL; BAWA, 1993) e segundo Peters (1996), a estrutura ideal para o manejo sustentável é aquela que apresenta maior número de indivíduos nas menores classes de tamanho com uma redução constante do número de indivíduos de uma classe para outra (distribuição de J invertido). A população de Lábrea foi a única que apresentou algum sinal de uma distribuição parecida com esse padrão, entretanto com algumas lacunas nas maiores classes de altura (regenerantes – Figura 4) e poucos indivíduos nas classes iniciais de DAP (juvenis e adultos- Figura 2). De um modo geral, os resultados deste estudo mostraram um déficit de regeneração nas três populações, sendo mais acentuado em Porto Acre. Esse déficit de regeneração natural em jatobá e em outras 40 espécies comerciais já foi constatado na Amazônia boliviana (MOSTACEDO; FREDERICKSEN, 1999). A abertura de clareiras após a exploração em Lábrea e Capixaba provavelmente favoreceram a regeneração natural aumentando a densidade de indivíduos nas menores

classes de tamanho. O efeito da abertura de clareiras na regeneração já foi constatado em outros estudos na floresta amazônica (GULLISON, et al. 1996; FREDERICKSEN; PUTZ, 2003), embora nem sempre a regeneração das espécies madeireiras tenha respondido positivamente ao impacto da exploração (FREDERICKSEN; MOSTACEDO, 2000). Embora a luminosidade favoreça a germinação e o crescimento em altura, a competição com espécies mais agressivas, como pioneiras e cipós, poderá ocasionar a mortalidade das plântulas na classe de 20-40cm de altura. Essa menor capacidade competitiva das espécies madeireiras já foi observada em avaliações pós-exploração na Amazônia boliviana (FREDERICKSEN; MOSTACEDO, 2000; PARIONA et al., 2003).

### **Diversidade genética**

Em todas as populações estudadas houve uma diminuição no número total de alelos após exploração, sendo mais acentuada e significativa em Porto Acre, que foi a população mais intensamente explorada (Tabela 3), com consequente redução em 16,2% no número total de alelos. Apenas alelos em baixa frequência (até 0,05) foram afetados pela exploração, com perdas significativas em Lábrea e Capixaba (Tabela 3). Isso pode ser explicado pelo fato de que alelos raros são mais sensíveis ao desaparecimento, principalmente em populações pequenas.

A heterozigosidade esperada não foi alterada em nenhuma população, sugerindo que a intensidade de exploração não resultou em perda de alelos frequentes a um nível que reduzisse a diversidade gênica. Após a exploração, o índice de fixação manteve-se elevado e significativo para as populações de Lábrea e Capixaba, indicando um excesso de homozigotos nas populações (Tabela 3). Na Floresta Nacional do Tapajós-PA, foi verificado que a exploração de impacto reduzido de jatobá afetou tanto os níveis de diversidade genética como a estrutura genética espacial da população (LACERDA et al., 2008a). A redução na densidade de indivíduos adultos após uma exploração pode resultar na redução na densidade de indivíduos reprodutivos, aumentando com isso a distância entre os remanescentes. Como consequência, pode haver interferência no comportamento de polinizadores, alterando o movimento de pólen e outras funções reprodutivas entre os indivíduos remanescentes (LOVELESS; HAMRICK, 1984; ROSSETTO et al., 2004), com consequente isolamento por distância. Isso aumenta o risco de endogamia e de perda de alelos nas gerações futuras (WHITE et al., 2002; DEGEN et al., 2006). Carneiro et al. (2011) observaram que a exploração madeireira afetou a diversidade genética da progênie de jatobá, reduzindo em 47% o número total de alelos na primeira geração após a exploração.

Populações de espécies com baixa densidade de indivíduos, com dificuldade no estabelecimento da regeneração e falhas de indivíduos em classes intermediárias de tamanho como foi verificado para as populações de *Hymenaea courbaril* deste estudo, precisam ser manejadas com base em dados ecológicos e também da população alvo, considerando as particularidades e desafios locais.

Estudos continuados que avaliem a dinâmica de populações não exploradas e remanescentes são importantes para entender a viabilidade do manejo e até mesmo verificar se a resiliência observada em algumas populações é uma característica da espécie ou resposta ao meio ambiente. Resultados obtidos em estudos como estes podem guiar a definição de práticas para o manejo florestal sustentável baseado em espécies ou grupos de espécies, fornecendo dados importantes sobre a capacidade das populações arbóreas tropicais se adaptarem a perturbações geradas por diferentes sistemas de manejo florestal.

### **CONCLUSÕES**

Os resultados deste estudo reforçam a ideia de que os planos de manejo devem considerar limites de exploração madeireira por espécie e por população, uma vez que o impacto ecológico e genético da exploração madeireira variou em função das condições iniciais das populações estudadas (estrutura populacional e densidade).

Apesar da exploração madeireira de *H. courbaril*, com base em planos de manejo, ter apresentado redução na área basal remanescente e perda de alelos com baixa frequência, considerou-se que a espécie é resiliente à exploração sob critérios de manejo sustentável, uma vez que a heterozigosidade esperada das populações (indicativo de diversidade) não foi alterada e o índice de fixação manteve-se elevado e significativo após a exploração.



## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVINO, P. O.; SILVA, M. F. F.; RAYOL, B. P. Potencial de uso das espécies arbóreas de uma floresta secundária, na Zona de Bragantina, Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, Manaus, v. 35, n. 4, p. 413-420, 2005.
- ANDRÉ, T.; LEMES, M. R.; GROGAN, J.; GRIBEL, R. Post-logging loss of genetic diversity in a mahogany (*Swietenia macrophylla* King, Meliaceae) population in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 255, p. 340-345, 2008.
- ARRUDA, C. C. B., SILVA, M. B.; SEBBENN, A. M.; KANASHIRO, M.; LEMES, M.; GRIBEL, R. Mating system and genetic diversity of progenies before and after logging: a case study of *Bagassa guianensis* (Moraceae), a low-density dioecious tree of the Amazonian forest. *Tree Genetics & Genomes*, v. 11, n. 1, p. 3-9, 2015.
- AZEVEDO, V. C. R.; KANASHIRO, M.; CIAMPI, A. Y.; GRATTAPAGLIA, D. Genetic structure and mating system of *Manilkara huberi* (Ducke) A. Chev., a heavily logged Amazonian timber species. *Journal of Heredity*, Washington, v. 98, n. 7, p. 646-654, 2007.
- CARNEIRO, F. S.; LACERDA, A. E. B.; LEMES, M. R.; GRIBEL, R.; KANASHIRO, M.; WADT, L. H. O.; SEBBENN, A. M. Effects of selective logging on the mating system and pollen dispersal of *Hymenaea courbaril* L. (Leguminosae) in the Eastern Brazilian Amazon as revealed by microsatellite analysis. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 262, n. 9, p. 1758-1765, 2011.
- CIAMPI, A. Y.; AZEVEDO, V. C. R.; GAIOTTO, F. A.; RAMOS, A. C. S.; LOVATO, M. B. Isolation and characterization of microsatellite loci for *Hymenaea courbaril* and transferability to *Hymenaea stignocarpa*, two tropical timber species. *Molecular Ecology Resources*, Oxford, v. 8, n. 5, p. 1074-1077, 2008.
- CRESTE, S.; TULMANN NETTO, A.; FIGUEIRA, A. Detection of single sequence repeat polymorphisms in denaturing polyacrylamide gels by silver staining. *Plant Molecular Biology Reporter*, Athens, v. 19, n. 4, p. 299-306, 2001.
- CTA - CENTRO DOS TRABALHADORES DA AMAZÔNIA. *Manejo Florestal Comunitário em Regime de Rendimento Sustentável, no Projeto de Assentamento Agroextrativista Chico Mendes*. V.I I. Xapuri, 1999.
- DAUBER, E.; FREDERICKSEN, T. S.; PEÑA, M. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 214, n. 1-3, p. 294-304, 2005.
- DEGEN, B.; BLANC, L.; CARON, H.; MAGGIA, L.; KREMER, A.; GOURLET-FLEURY, S. Impact of selective logging on genetic composition and demographic structure of four tropical tree species. *Biological Conservation*, Kidlington, v. 131, n. 3, p. 386-401, 2006.
- DEGEN, B.; SEBBENN, A. M. Genetics and tropical forests. In: *Tropical forestry handbook*. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2014, 30 p.
- DOYLE, J. J.; DOYLE, J. L. Isolation of plant DNA from fresh tissue. *Focus*, Carlsbad, v. 12, n. 1, p. 13-15, 1987.
- ELLSTRAND, N. C.; ELAM, D. R. Population genetic consequences of small population size – implications for plant conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto, v. 24, p. 217-242, 1993.
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. *Conservación de los recursos genéticos en la ordenación de los bosques tropicales: Principios y conceptos*, Montes, 1995. 106 p.
- Ferreira, M. E.; Grattapaglia, D. *Introdução ao uso de marcadores moleculares em análise genética*. 3.ed., Brasília: EMBRAPA-CENARGEN, 1998, 220 p. (Documentos, 20).

- FIGUEIREDO, E. O.; BRAZ, E. M.; OLIVEIRA, M. V. N. **Manejo de precisão em florestas tropicais: Modelo Digital de Exploração Florestal**. Rio Branco, EMBRAPA Acre, 2007. 183 p.
- FREDERICKSEN, T. S.; MOSTACEDO, B. C. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 131, n. 1-3, p. 47-55, 2000.
- FREDERICKSEN, T. S.; PUTZ, F. E. Silvicultural intensification for tropical forest conservation. **Biodiversity Conservation**, Amsterdam, v. 12, n. 7, p. 1445-1453, 2003.
- FUNTAC - FUNDAÇÃO DE TECNOLOGIA DO ESTADO DO ACRE. **Inventário florestal do Projeto de Assentamento Extrativista Santa Quitéria**. Rio Branco, 1996. 76 p.
- GOURLET-FLEURY, S.; COMU, G.; JESEL, S.; DESSARD, H.; JOURGET, J. G.; BLANC, L.; PICARD, N. Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests: a case study from French Guiana. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 209, n. 1-2, p. 69-86, 2005.
- GULLISON, R. E.; PANFIL, S. N.; STROUSE, J. J.; HUBBELL, S. P. Ecology and management of mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in the Chimanes forest, Beni, Bolivia. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 122, n. 1, p. 9-34, 1996.
- HALL, P.; BAWA, K. Methods to assess the impact on extraction of non-timber tropical forest products on plant population. **Economic Botany**, New York, v. 47, n. 3, p. 234-247, 1993.
- IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução normativa, Lei n° 11.284/2006**, 2010. Disponível em: <[www.ibama.gov.br/recursos-florestais/wp-content/files/038-IN0002-100806.pdf](http://www.ibama.gov.br/recursos-florestais/wp-content/files/038-IN0002-100806.pdf)>, Acesso em: 20 jun. 2010.
- JALONEN, R.; HONG, L. T.; LEE, S. L.; LOO, J.; SNOOK, L. Integrating genetic factors into management of tropical Asian production forests: a review of current knowledge. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 315, p. 191-201, 2014.
- LACERDA, A. E. B.; KANASHIRO, M.; SEBBENN, A. M. Effects of reduced impact logging on genetic diversity and spatial genetic structure of a *Hymenaea courbaril* population in the Brazilian Amazon Forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, n. 3-4, p. 1034-1043, 2008a.
- LACERDA, A. E. B.; NIMMO, E. R.; SEBBENN, A. M. Modeling the long-term impacts of logging on genetic diversity and demography of *Hymenaea courbaril*. **Forest Science**, Bethesda, v. 59, n. 1, p. 15-26, 2013.
- LACERDA, A. E. B.; SEBBENN, A. M.; KANASHIRO, M. Long-pollen movement and deviation of random mating in a low density continuous population of *Hymenaea courbaril* in the Brazilian Amazon. **Biotropica**, Lawrence, v. 40, n. 4, p. 462-470, 2008b.
- LEWIS, P. O.; ZAYKIN, D. **Genetic Data Analyses**: Computer program for the analysis of allelic data. Version 1.0 (d 15). 2002. Free program distributed by the authors over the internet from de GDA. Disponível em: <<http://alleun.eeb.uconn.edu/gda/2002>>. Acesso em: 10 jun. 2015
- LOVELESS, M. D.; HAMRICK, J. L. Ecological determinants of genetic structure in plant populations. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 15, p. 65-95, 1984.
- LOWE, A. J.; BOSHIER, D.; WARD, M.; BACLES, C. F. E.; NAVARRO, C. Genetic resource loss following habitat fragmentation and degradation: reconciling empirical evidence and predicted theory for neotropical trees. **Heredity**, Edinburg, v. 95, p. 255-273, 2005.
- MOSTACEDO, B. C.; FREDERICKSEN, T. S. Regeneration status of important tropical forest tree species in Bolivia: assessment and recommendations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 124, n. 2-3, p. 263-73, 1999.

PARIONA, W.; FREDERICKSEN, T. S.; LICONA, J. S. Natural regeneration and liberation of timber species in logging gaps in two Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 181, n. 3, p. 313-22, 2003.

PARK, A.; JUSTINIANO, M. J.; FREDERICKSEN, T. S. Natural regeneration and environmental relationships of tree species in logging gaps in a Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 217, n. 2-3, p. 147-57, 2005.

PETERS, C. M. **Aprovechamiento sostenible de recursos no maderables en bosque húmedo tropical: un manual ecológico.** Washington: Programa de Apoyo a la Biodiversidad, 1996. 45 p. (Serie General, 2).

RONDON, X. J.; GORCHOV, D. L.; NOBLE, J. Projection of tree growth and timber volume following strip clear-cutting in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 257, n. 2, p. 588-99, 2009.

ROSSETTO, M.; JONES, R.; HUNTER, J. Genetic effects of rainforest fragmentation in an early successional tree (*Elaeocarpus grandis*). *Heredity*, Edinburg, v. 93, n. 6, p. 610-618, 2004.

ROZENDAAL, D. M. A.; SOLIZ-GAMBOA, C. C.; ZUIDEMA, P. A. Timber yield projections for tropical tree species: The influence of fast juvenile growth on timber volume recovery, *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 259, n. 12, p. 2292-300, 2010.

RUTISHAUSER, E.; HERAULT, B.; BARALOTO, C.; BLANC, L.; DESCROIX, L.; SOTTA, E. D.; FERREIRA, J.; KANASHIRO, M.; MAZZEI, L.; D'OLIVEIRA, M. V.; OLIVEIRA, L. C.; PENNA-CLAROS, M.; PUTZ, F.E.; RUSCHEL, A. R.; RODNEY, K.; ROOPSIND, A.; SHENKIN, A.; SILVA, K. E.; SOUZA, C. R.; TOLEDO, M.; VIDAL, E.; WEST, T. A.; WORTEL, W.; SIST, P. Rapid tree carbon stock recovery in managed Amazonian forests, *Current Biology*, v. 25, n. 18, p. R787-8, 2015.

SEBBENN, A. M.; DEGEN, B.; AZEVEDO, V. C. R.; SILVA, M. B.; LACERDA, A. E. B.; CIAMPI, A. Y.; KANASHIRO, M.; CARNEIRO, F. S.; THOMPSON, I.; LOVELESS, M. D. Modelling the long-term impacts of selective logging on genetic diversity and demographic structure of four tropical tree species in the Amazon forest. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 254, n. 2, p. 335-349, 2008.

SILVA, M. B.; KANASHIRO, M.; CIAMPI, A. Y.; THOMPSON, I.; SEBBENN, A. M. Genetic effects of selective logging and pollen gene flow in a low-density population of the dioecious tropical tree *Bagassa guianensis* in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 255, n. 5-6, p. 1548-1558, 2008.

SILVA, S. M. M.; MARTINS, K.; MESQUITA, A. G. G.; WADT, L. H. O. Parâmetros genéticos para a conservação de *Hymenaea courbaril* L. na Amazônia sul-ocidental. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 24, n. 1, p. 87-95, 2014.

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

VINSON, C. C.; KANASHIRO, M.; HARRIS, S. A.; BOSHIER, D. H. Impacts of selective logging on inbreeding and gene flow in two Amazonian timber species with contrasting ecological and reproductive characteristics. *Molecular Ecology*, Oxford, v. 24, n. 1, p. 38-53, 2015.

WANG, S. One hundred faces of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics*, Amsterdam, v. 6, n. 3-4, p. 205-13, 2004.

WHITE, G. M.; BOSHIER, D. H.; POWELL, W. Increased pollen flow counteracts fragmentation in a tropical dry forest: an example from *Swietenia humilis* Zuccarini. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Washington, v. 99, n. 4, p. 2038-2042, 2002.

Recebido em 18/11/2014

Aceito para publicação em 06/01/2016

