

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS  
Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos  
Naturais – PIPG-BTRN

**EFEITO DA EXPLORAÇÃO MADEIREIRA DE BAIXO  
IMPACTO SOBRE POPULAÇÕES DE PRIMATAS  
AMAZÔNICOS, ITACOATIARA, AM.**

*CAMILA CARLA DE FREITAS*

**Manaus, AM**

**2008**

*CAMILA CARLA DE FREITAS*

**EFEITO DA EXPLORAÇÃO MADEIREIRA DE BAIXO  
IMPACTO SOBRE POPULAÇÕES DE PRIMATAS  
AMAZÔNICOS, ITACOATIARA, AM.**

**ORIENTADOR: DR. WILSON ROBERTO SPIRONELLO  
CO-ORIENTADOR: DR. EDUARDO MARTINS VENTICINQUE**

Dissertação apresentada à  
Coordenação do Programa de Pós-  
Graduação em Biologia Tropical e  
Recursos Naturais, como parte dos  
requisitos para obtenção do título de  
Mestre em Ciências Biológicas, área  
de concentração em Ecologia.

**Manaus, AM**

**2008**

F866 Freitas, Camila Carla  
Efeito da exploração madeireira de baixo impacto sobre populações de primatas amazônicos, Itacoatiara, AM / Camila Carla de Freitas. ---  
Manaus : [s.n.],  
2008.  
27 f. : xi.

Dissertação (mestrado) --- INPA/UFAM, Manaus, 2008  
Orientador : Wilson Roberto Spironello  
Co-orientador : Eduardo Martins Venticinque  
Área de concentração : Ecologia

1. Exploração madeireira – Amazônia. 2. Primatas – Amazônia.  
3. Estrutura de vegetação. 4. Conservação. I. Título.  
CDD 19. ed. 599.8

**Sinopse:**

O presente objetivou avaliar o efeito da exploração madeireira sobre populações de primatas e características físicas do hábitat. As espécies de primatas não apresentaram relação com o tempo pós-exploração. Os efeitos diretos da exploração madeireira causaram pequenas modificações nas características físicas do hábitat, que parecem não influenciar a utilização das áreas exploradas pelas espécies de primatas.

**Palavras-chave:** Amazônia, exploração madeireira, primatas, estrutura de vegetação, conservação.

Dedico esse trabalho aos meus mais queridos, bravos e resistentes, meus pais.

## Agradecimentos

Em primeiro lugar, agradeço à meus pais, as pessoas mais especiais que conheço em minha vida. Agradeço por eles terem me dado a vida, e juntamente com ela o imenso amor, compreensão e apoio, tão necessários nesta fase da vida como em todas as outras.

Ao Nando, pelo nosso maravilhoso e inevitável reencontro na Amazônia. Agradeço à grande amizade, às discussões científicas, ao apoio, ao companheirismo, ao imenso carinho e amor dedicados a mim, que faz os meus dias mais floridos e felizes...

À minhas irmãs que apesar da distância estão sempre prontas a ajudar no que for necessário. Às minhas sobrinhas, por me pentelarem com tamanho amor...

À Ana e Rogério que nos receberam de braços abertos, deixando a adaptação à Manaus menos impactante, ajudando de todas as formas possíveis, à amizade e por se tornarem de fato meus familiares.

À minha turma de mestrado, que possui tanta magia e amor que será simplesmente inesquecível. Meu muito obrigada à todos pela imensa amizade: Fabi, Catu, Pedro, Karina, Carlos, Murilo, Brasa, Ana, Luiz, Mindú, Shanna, Mari, Tico, Gabi, Thiaguinho, Manú, Diego, Letícia e pra fechar a trupe com chave de ouro, Nando.

Ao Carlos e Mindú por dividirem as mesmas angústias que eu, por se embrenharem na tentativa de fazer um mestrado com mamíferos. Obrigada pelos conselhos, discussões, ajudas e artigos...

Ao Wilson Spironello, que me ajudou à vencer os desafios para a execução desse trabalho, pela paciência nos momentos mais difíceis, pelos ensinamentos e pela amizade.

Ao Dadão, pela imensa ajuda nas entranhas que consistem as análises estatísticas e pelas inúmeras injeções de ânimo.

Meus agradecimentos ao Programa de Pós-graduação do INPA, pela infra-estrutura física, grade curricular e corpo docente, que quase nos esfolam vivos até aos domingos e feriados, mas que fazem uma grande diferença teoricamente.

À Claudia Keller, pela prontidão em solucionar os mais variados problemas da coordenação.

À Beverly e à Rose por deixarem à burocracia mais florida, por estarem sempre ajudando nos momentos críticos e pelo carinho embutido em cada palavra, cada informação e cada ajuda.

Aos financiadores, sem os quais esse projeto não passaria de um simples sonho. Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal em Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado, que garante "o pão nosso de cada dia". Ao Instituto Internacional de

Educação do Brasil (IEB) e Fundação Moore pela bolsa de pós-graduação BECA, que auxiliou nas despesas de campo, principalmente assistentes de campo.

À Mil Madeireira, por ceder sua área para a realização da pesquisa e pelo apoio logístico com alojamento, alimentação, transporte, materiais de campo, gasolina e assistentes de campo. Agradeço à toda a equipe da Mil Madeireira, em especial João Cruz, Cristian Marzari, Otaíde, Seu Maraca, Aliomar, Seu Nilson e Clariça, por todo o apoio durante o trabalho de campo. Agradeço também à todas as outras pessoas que me receberam com imenso carinho, principalmente aos cozinheiros que preparavam de madrugada as tão preciosas quentinhas.

Quero fazer um agradecimento especial à dois assistentes de campo que foram excepcionais em momentos distintos do trabalho de campo. Ao Seu Manoel pela disposição, rapidez, paciência, conversas em meio à uma medida de DAP e outra, ensinamentos sobre a floresta e pelo carinho. Ao Seu Zé Eremildes, pelo bom humor, pelas conversas, por me transmitir mais conhecimento sobre os bichos da floresta e seus barulhos, e principalmente por ser tão apaixonado quanto eu pelos macacos. Aos outros assistentes de campo que também foram muito importantes para o desenvolvimento do trabalho: Elinelson, Pedro, Erivelton, Piolho, Dinho, Antônio.

Ao TEAM pelo empréstimo do binóculo e apoio de pessoal.

Ao Murilo e à Rosinha pela agradável companhia no campo.

Um agradecimento especial ao Ricardo Sampaio que no momento H, colaborou decisivamente no campo, sempre com muita disposição. Agradeço às conversas, conselhos e amizade na fase mais difícil do campo.

Grande agradecimento ao Fabio Rohe que gentilmente se ofereceu para revisar o manuscrito e que contribuiu com valiosas sugestões.

Ao Brasa pela ajuda com as figuras.

A todas as pessoas que não foram citadas, mas que de alguma forma contribuíram com a minha trajetória até aqui.

Por fim, meu agradecimento à Deus pela oportunidade de estar na Amazônia, a grande floresta, onde há tamanha vida e tantos macacos...

## Resumo

O grande interesse em conciliar a conservação da biodiversidade com a utilização econômica de florestas tropicais tem incentivado o aperfeiçoamento e a utilização de técnicas de manejo florestal para minimizar os impactos causados na floresta. Essas técnicas procuram viabilizar a manutenção de populações representativas de flora e fauna em áreas de exploração madeireira. Contudo, alterações na vegetação podem afetar a fauna, a exemplo de primatas, e assim comprometer a sustentabilidade de ecossistemas florestais à longo prazo. O objetivo desse estudo foi avaliar os efeitos diretos da exploração madeireira de baixo impacto sobre as populações de primatas e a estrutura física do hábitat na área da empresa Mil Madeireira, Itacoatiara, Amazonas, Brasil. Os levantamentos populacionais de primatas foram realizados através do método de transectos lineares em nove UPAs (Unidades de Produção Anual) com diferentes idades de exploração (1997-2006), e dois controles (áreas não-exploradas), com esforço amostral total de 352 km percorridos. A caracterização física do hábitat foi feita através de amostragem da proporção de abertura de dossel, estrutura física e densidade total de árvores. A estrutura física de árvores manteve-se semelhante em todas as áreas amostradas (UPAs e controles), com uma pequena diminuição na densidade total de árvores das UPAs quando comparadas com os controles. A abertura de dossel diminuiu em relação a tempo pós-exploração madeireira, devido à regeneração ao longo dos anos. Os efeitos diretos da exploração madeireira causaram pequenas modificações nas características físicas do hábitat, que parecem não influenciar a utilização das áreas exploradas pelas espécies de primatas. Além disso, a floresta está mantendo populações de espécies exigentes, como *Ateles paniscus*, que apresentou a maior abundância relativa. Estes resultados indicam que a exploração madeireira de baixo impacto, em um gradiente temporal de até 11 anos após o primeiro ciclo de corte, não afetou significativamente as populações de primatas e características estruturais do hábitat.

Palavras-chave: Amazônia, corte seletivo, primatas, estrutura da vegetação, conservação.

## Abstract

The great interest to reconcile biodiversity conservation with economic use of tropical forests has encouraged the further development and use of forest management techniques to minimize the impacts caused in the forest. These techniques tend to facilitate the maintenance of flora and fauna representative population in logging areas. However, changes in vegetation can affect the wildlife, like primates, and hence to compromise forest ecosystems sustainability in the long term. The objective of this study was to evaluate the direct effects of low impact selective logging on primate populations and habitat physical structure in the area of Mil Madeireira Company, Itacoatiara, Amazonas, Brazil. The primate populations were sampled by linear transects method in nine compartments with different ages of exploration (1997-2006), and two non-operated compartments (controls). The characterization of the physical habitat was done by sampling the proportion of canopy openness, physical structure and total density of trees. The physical structure of trees has remained similar in all compartments sampled, with a small decrease in the total density of trees in logging compartments when compared with controls. The canopy openness decreased with post-time logging, due to regeneration over the years. The direct effects of logging have caused small changes in the habitat physical characteristics, which appear not to be influencing the use of the logging areas explored by primate species. Furthermore, the forest is maintaining populations of demanding species, as *Ateles paniscus*, which had the highest relative abundance. These results indicated that the low impact selective logging, in a gradient of 11 years after the first cutting cycle, did not affect significantly the population of primates and habitat structural characteristics.

Keywords: Amazon, selective logging, primates, vegetation structure, conservation.



## Sumário

RESUMO .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>	<b>ii</b>
ABSTRACT.....		viii
LISTA DE TABELAS.....		x
LISTA DE FIGURAS.....		xi
ARTIGO .....		1
1 INTRODUÇÃO.....		2
2 MATERIAL E MÉTODOS.....		4
2.1 Área de estudo .....		4
2.2 Delineamento amostral.....		6
2.3 Amostragem de primatas .....		6
2.4 Estrutura física de árvores.....		7
2.5 Proporção de abertura de dossel.....		9
2.7 Análises estatísticas .....		9
3. RESULTADOS.....		9
4 DISCUSSÃO.....		16
5 CONCLUSÃO.....		21
6 APÊNDICE.....		22
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....		23

## Lista de Tabelas

<b>Tabela 1</b> - Número de grupos de primatas avistados a cada 10 km percorridos. (Número total de avistamentos) .....	9
<b>Tabela 2</b> – Resultado do teste de Mantel entre a taxa de avistamento de cada espécie de primata e as distâncias geográficas nas UPAs.....	11
<b>Tabela 3</b> – Características estruturais do hábitat .....	13
<b>Tabela 4</b> – Resultado global das análises de regressão múltipla entre a taxa de avistamento de cada espécie de primata e as características estruturais do hábitat: índice de estrutura física de árvores e proporção de abertura de dossel. ....	14

## Lista de Figuras

- Figura 1** - Mapa da área manejada (123.345 ha) da Mil Madeireira Itacoatiara Ltda. Cada número corresponde ao tempo pós-exploração (anos) das UPAs amostradas. Ct. 1 e 2: corresponde a compartimentos amostrados que não sofreram exploração. Legenda das cores dos traços: verdes - delimitações da Fazenda Dois Mil; pretos retilíneos - delimitações da Fazenda Saracá; pretos curvos - delimitação dos talhões; vermelhos – estradas.....5
- Figura 2** – Variação do índice de estrutura arbórea. Os gráficos representam a distribuição do número de indivíduos de árvores em classes diamétricas, em escala logaritmizada, em duas parcelas distintas. O índice é representado pela letra *b*. (Retirado de Nogueira, 2006). 7
- Figura 3** - Relação entre a taxa de avistamento das espécies de primatas (*A.paniscus*, *A. macconelli*, *C. apella*, *C. satanas*, *P. pithecia* e *S. midas*) a cada 10 km percorridos e tempo pós-exploração madeireira. .... 10
- Figura 4** - Gráfico de estrutura arbórea. Proporção do número de árvores distribuídas em classes diamétricas em cada uma dos compartimentos; 2 à 12: idades pós-exploração madeireira; Ct.1: controle 1 - área de preservação absoluta; Ct. 2: controle 2. .... 12
- Figura 5** - Relação entre as características estruturais do hábitat e tempo pós-exploração madeireira. 5a) Índice de estrutura física das árvores. 5b) Proporção de abertura de dossel como variável dependente. .... 12
- Figura 6** – Regressão parcial entre taxa de avistamento de *A. macconelli* a cada 10 km percorridos e índice de estrutura de árvores. .... 13



Dissertação de mestrado no formato de artigo científico em língua portuguesa, no formato da revista *Forest Ecology and Management*

## **Efeito da exploração madeireira de baixo impacto sobre populações de primatas amazônicos, Itacoatiara, AM.**

**Palavras-chave:** Amazônia, corte seletivo, primatas, estrutura de vegetação, conservação.

Camila Carla de Freitas<sup>1</sup>, Wilson Roberto Spironello<sup>2</sup>, Eduardo Martins Venticinque<sup>1,2</sup>

1 – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM, Brasil.

2 – Wildlife Conservation Society (WCS), Manaus, AM, Brasil.

Autor para correspondência: Camila Carla de Freitas, e-mail: clcfreitas@yahoo.com.br

## Introdução

Os governos nacionais, ambientalistas e agências de desenvolvimento têm buscado, nas últimas décadas, alternativas para frear a perda de florestas tropicais, as quais abrigam a maior parte da biodiversidade do mundo (Bowles et al., 1998). Embora parques e áreas protegidas sejam essenciais para a conservação da biodiversidade, são insuficientes para assegurar a continuidade da existência da maioria dos habitats naturais (Grieser Johns, 1997; Gascon et al., 1998; Chapman et al, 2000; Putz et al., 2001; Azevedo-Ramos, 2005; Fonseca et al., 2005; Soares-Filho et al., 2006). Uma iniciativa complementar seria promover, de forma sensível à biodiversidade, o manejo de florestas tropicais que estão fora das áreas protegidas, dado o grande potencial de conservação dessas vastas áreas (Putz et al., 2001).

Um grande passo em direção ao manejo florestal sustentável seria conduzir a atividade de exploração madeireira de forma cuidadosamente planejada e implementada (Putz et al, 2001), com a finalidade de manter populações representativas da fauna e flora (Plumptre & Reynolds, 1994; Chapman & Peres, 2001) e viabilizar a regeneração natural da floresta antes do próximo ciclo de corte (Bawa & Seidler, 1998). As técnicas utilizadas no manejo florestal de baixo impacto tentam minimizar o efeito negativo causado pelos principais fatores de impacto à vegetação, através de medidas como inventário florístico preliminar, planejamento prévio de estradas, retirada por corte direcionado apenas de indivíduos arbóreos de alto valor comercial e arraste de toras por cabo de aço (Amaral et al, 1998; Braz et al., 1998). Alguns tratamentos siveiculturais também podem ser utilizados como: corte de cipós para isolamento do indivíduo a ser cortado e anelamento de árvores sem interesse para exploração, favorecendo o crescimento de espécies com valor comercial para o próximo ciclo de corte. Este modelo de manejo florestal tem sido apoiado como uma estratégia compatível e complementar à conservação de florestas tropicais (Chazdon, 1998; Gascon et al, 1998).

Embora a exploração madeireira de baixo impacto represente uma forma alternativa ao processo de exploração madeireira convencional, inevitavelmente causa perturbações na superfície do solo e na vegetação remanescente (Johns, 1992; Bawa & Seidler, 1998; Grieser Johns, 1997; Chapman et al, 2000). Essas alterações são caracterizadas principalmente pela redução de biomassa arbórea, tornando o dossel mais aberto, modificando a composição (Putz et al., 2001), estrutura física da vegetação e disponibilidade de recursos alimentares, o que pode provocar impactos consideráveis nas espécies de primatas (Johns & Skorupa, 1987; Grieser Johns, 1997).

Os efeitos das atividades florestais podem ser negativos, positivos ou neutros dependendo de fatores tais como intensidade, escala espacial e formas de intervenção, bem como características do taxon focal (Putz et al., 2001). No caso de primatas, alguns estudos relatam diminuição da densidade populacional em áreas de exploração madeireira em comparação com florestas não exploradas (Weisenseel et al., 1993; Chapman et al., 2000). Por outro lado, outros estudos indicam um aumento na densidade de primatas em florestas exploradas (Johns, 1992; Plumptre & Reynolds, 1994; Chapman et al., 2000). Essa diferença na resposta dos primatas à exploração madeireira pode ser devido à capacidade do animal se adaptar à mudança das condições ambientais, de forma que animais especialistas podem tornar-se menos abundantes do que os generalistas em áreas que sofreram explorações madeireiras (Johns, 1992; Grieser Johns, 1997; Putz et al., 2001). Além da variação na disponibilidade dos recursos alimentares, componentes da estrutura da vegetação, tais como, estratificação florestal, abertura do dossel e tamanho de árvores (DAP), podem influenciar a abundância de algumas espécies (Vidal & Cintra, 2006), assim como a composição e riqueza de comunidades de primatas (Schwarzkopf & Rylands, 1989; Kasecker, 2006; Cordeiro, 2008).

Os primatas constituem uma grande proporção da biomassa de frugívoros nas florestas tropicais (Eisenberg & Thorington, 1973) e desempenham papel fundamental na manutenção da dinâmica florestal devido a sua importante participação em um complexo grupo de interações com algumas espécies de árvores, através dos processos de frugivoria e dispersão de sementes (Chapman, 1996; Chapman & Chapman, 1996). Portanto, alterações na distribuição de primatas, podem comprometer a manutenção, regeneração e sustentabilidade de ecossistemas florestais em longo prazo (Chapman, 1996; Chapman & Onderdonk, 1998; Lambert, 1998; Lambert & Garber, 1998).

Embora os primatas constituam um grupo taxonômico bem estudado em relação aos efeitos da exploração madeireira (Wilson & Wilson, 1975; Johns, 1986; Johns, 1992; Chapman et al., 2000; Johns & Skorupa, 1987; Plumptre & Reynolds, 1994; Fairgrieve & Muhumuza, 2003), ainda são poucos que abordaram esta questão na Amazônia (Lopes e Ferrari 2000; Pinto et al., 2003; Michalski & Peres, 2005; Thoisy et al., 2005; Azevedo-Ramos et al., 2006).

A Amazônia brasileira contém um terço de todas as florestas tropicais e é o bioma com a maior diversidade de primatas no mundo (Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977). A expansão da exploração madeireira na Amazônia vem sendo motivada pela exaustão dos estoques de madeira tropical do sudeste asiático e por constituir a maior reserva de madeira tropical do mundo (Uhl et al., 1997). Outro fator a aprovação da lei de gestão de florestas públicas para a produção sustentável pelo governo brasileiro (Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006), que prevê a concessão de 13 milhões de hectares em 10 anos.

O presente estudo se propõe a gerar informações sobre populações de primatas em áreas pós-exploração madeireira de baixo impacto, com o objetivo específico de responder as seguintes questões: (1) As espécies de primatas utilizam diferentemente áreas pertencentes a um gradiente temporal de 11 anos pós-exploração? (2) A exploração madeireira causa modificações significativas na estrutura física do hábitat? (3) As espécies de primatas estão sendo influenciadas pelas modificações ocorridas no hábitat? (4) Quais as principais questões que devem ser consideradas pelo modelo de exploração para viabilizar a conservação de primatas nessas áreas?

## Métodos

### Área de estudo

O estudo foi realizado em floresta tropical de terra firme na área da empresa Mil Madeireira Itacoatiara Ltda, pertencente ao grupo Precious Woods Amazon, localizada no município de Itacoatiara, 227 km a leste de Manaus, Amazonas (02°43'- 03°04'S e 58°31' – 58°57'O) (Figura1).

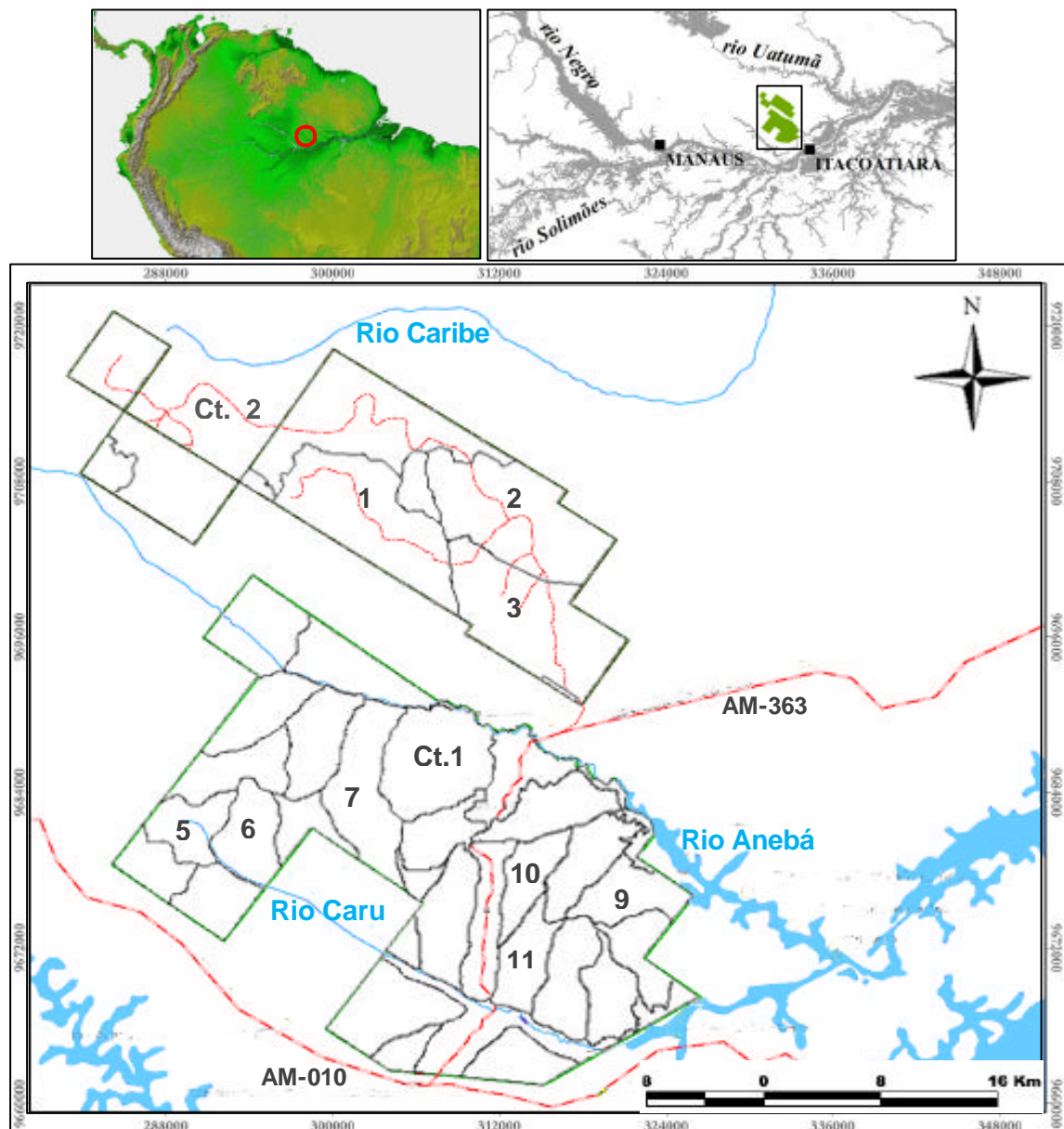
A área total de manejo possui 123.345 ha, sendo 62.292 ha destinados à produção florestal, 7.552 ha reservados para área de preservação absoluta (PA) e 53.501 ha são áreas que tiveram outro tipo de utilização anterior à empresa madeireira, sendo uma parte atualmente habitada por comunitários. Recentemente, a empresa adquiriu uma área de 311.655 ha, a qual está sendo inventariada para futura exploração. Com essa aquisição, a previsão é de que o ciclo de corte irá aumentar de 25 para 40 anos (MI Madeireira Itacoatiara Ltda., *com. pessoa*).

A área de produção florestal está dividida em 30 UPAs (Unidades de Produção Anual) com tamanho variável entre 1.000 e 8000 ha (Figura 1) que começaram a ser explorados em 1996. A empresa utiliza aproximadamente 64 espécies arbóreas, de forma que as árvores selecionadas para exploração possuem DAP>50 cm, com exceção de três espécies (*Chrysophyllum prieurii*, *Eschweilera truncata*, *Minquartia guianensis*) que são comumente utilizadas como postes de luz, de forma que são exploradas com DAP>20 cm. A média de exploração é de 15 m<sup>3</sup>/ha, considerando o início da exploração. Nos últimos 5 anos foram explorados 120.000 m<sup>3</sup>/ano, sendo retirado em média 3,5 árvores/ha (MI Madeireira Itacoatiara Ltda., dados não publicados). A Mil Madeireira utiliza técnicas para minimizar os impactos do manejo florestal e possui a certificação Forest Stewardship Council desde 1997 (FSC Brasil).

A vegetação é predominantemente de florestas não-inundáveis (Florestas de Terra-Firme), com a altura do dossel entre 30 e 50 m e sub-bosque dominado por palmeiras



acaule (Rankin-de Mérona et al. 1992). Solos no local são altamente ácidos e pobres em nutrientes, com reduzida capacidade de retenção de água (Fearnside & Leal Filho 2002). O clima quente e úmido é caracterizado como AmW conforme Köppen, com uma estação seca de dois a três meses. A temperatura média é de 26°C, com pequena amplitude térmica, umidade relativa superior a 80% e precipitação anual média de 2.200 mm (RADAMBRASIL, 1976).



**Figura 1** – Mapa da área manejada (123.345 ha) da Mil Madeireira Itacoatiara Ltda. Cada número corresponde ao tempo pós-exploração (anos) das UPAs amostradas. Ct. 1 e 2: corresponde a compartimentos amostrados que não sofreram exploração. Legenda das cores dos traços: verdes - delimitações da Fazenda Dois Mil; pretos retilíneos - delimitações da Fazenda Saracá; pretos curvos - delimitação dos talhões; vermelhos – estradas.

### Delineamento Experimental

O presente estudo amostrou nove UPAs com diferentes idades pós-exploração madeireira e dois controles (áreas não-exploradas) (Fig. 1).

As UPAs amostradas foram escolhidas, primeiramente com relação a tempo pós-exploração, com a finalidade de abranger a maioria das idades de exploração presentes na área total. Também foi considerada a possibilidade de acesso aos locais. Na maioria das idades pós-exploração, os transectos foram implantados dentro dos limites da UPA, mas para as áreas que foram exploradas em 1999 e 2002 os transectos foram dispostos ao longo de duas UPAs consecutivas. Essa foi uma alternativa para conseguir amostrar essas idades de exploração, pois não era possível implantar a unidade amostral dentro dos limites do mapa. Embora essas UPAs tenham nomes diferentes e apareçam no mapa como áreas delimitadas, elas foram exploradas no mesmo ano e são áreas contíguas. Essa confusão na nomenclatura das UPAs ocorreu devido à falta de atualização do mapa e nomenclatura após constatação de que as áreas delimitadas no início do manejo eram insuficientes para a produção real.

As UPAs exploradas distribuem-se ao longo de um gradiente temporal de 11 anos pós-exploração madeireira. A primeira área controle localiza-se em uma área destinada à preservação absoluta (PA), localizado na Fazenda Dois Mil. O segundo fica ao sul do Rio Caribe, o qual corresponde a uma área recentemente adquirida pela empresa para futura exploração madeireira.

Em cada uma das UPAs e controles amostrados foram implantados dois transectos lineares com quatro quilômetros de extensão, distantes 1.5 km entre si. Cada um desses pares de transectos foi considerado como uma unidade amostral.

### Amostragem de primatas

A coleta de dados sobre as populações de primatas foi realizada em trilhas com quatro quilômetros de extensão, utilizando-se a metodologia de levantamentos em transecto linear (Peres, 1999). Este método consiste em lentas e silenciosas caminhadas (1 km/h) ao longo dos transectos, com breves paradas a cada 50 m, para facilitar a detecção de barulhos que indiquem a presença de animais como vocalizações, movimentação de galhos e frutos caindo. Os levantamentos foram realizados pela manhã (07:00 – 11:00 h) e pela tarde (13:00 – 17:00 h), períodos do dia no qual os primatas estão mais ativos (Peres, 1999). Para todos os encontros com primatas foram registrados: data, horário, nome da espécie, tamanho do grupo, distância perpendicular em relação ao transecto, distância do ponto ao início do transecto, modo de detecção, bem como horário do começo e do término

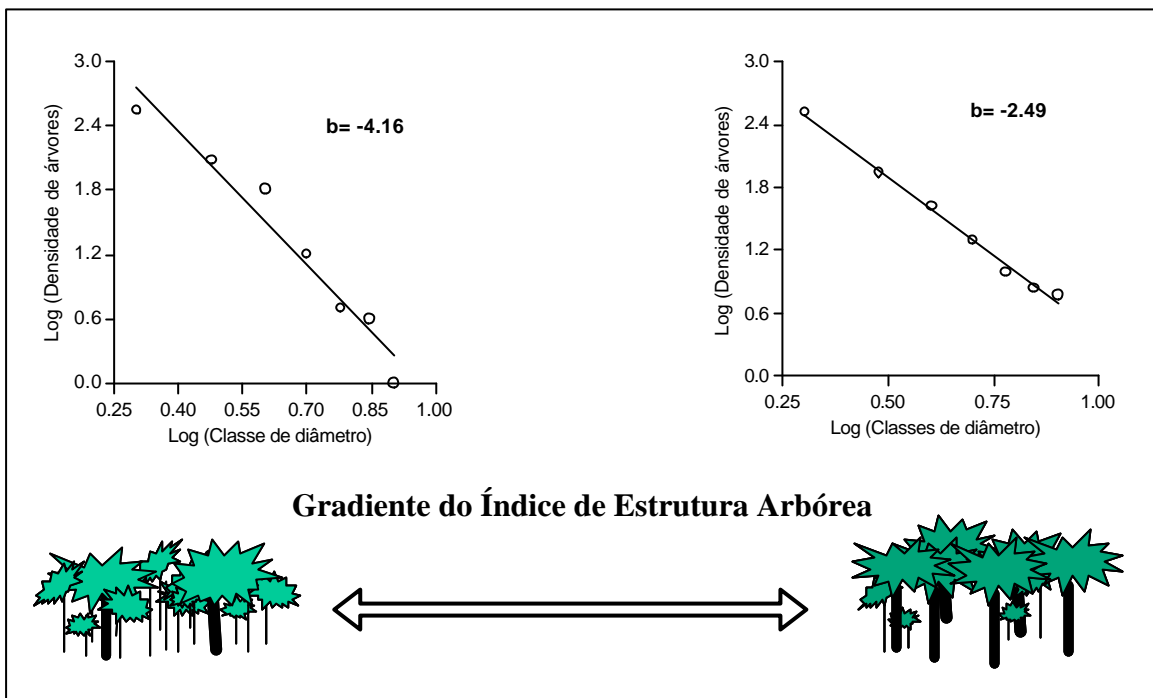
de cada transecto censado. As distâncias perpendiculares foram medidas a partir da estimativa de um ponto no centro geométrico do grupo (Peres, 1999). Os censos não foram conduzidos em dias chuvosos.

A amostragem foi realizada no período final da estação seca, de outubro a dezembro de 2007. Todos os transectos foram amostrados quatro vezes, de forma que o transecto caminhado no período da manhã foi diferente do amostrado no período da tarde, estando os dois dentro da mesma UPA. Cada compartimento (UPAs e controles) teve 32 km percorridos, perfazendo um esforço total de 352 km. O baixo número de registros em cada compartimento (UPAs e controles) inviabilizou a utilização do programa Distance 5.0 (Buckland *et al*, 2001) para estimativa de densidade. Então, apenas os dados de número de registros foram utilizados para cálculo da taxa de avistamento de cada espécie de primata a cada 10 km percorridos, que foi utilizado como uma estimativa de abundância, para a comparação entre os compartimentos amostrados (Emmons, 1984). Não foi feita estimativa de biomassa, a qual envolve maiores suposições sobre os números absolutos.

## Características estruturais do hábitat

### *Estrutura física de árvores*

A amostragem de árvores foi feita através da contagem e medição de indivíduos arbóreos com DAP = 5 cm (Diâmetro na Altura do Peito, altura de aproximadamente 1,30 m do solo) nas sub-parcelas. Para indivíduos com sapopema, o DAP foi estimado visualmente. As árvores com DAP= 20 cm foram amostradas em sub-parcelas de 5 x 150 m e o restante dos indivíduos em sub-parcelas de 10 x 150 m. Foram amostradas 10 sub-parcelas de vegetação por transecto, com início a cada 400 m, totalizando 20 sub-parcelas por compartimento amostrado (UPAs e controles). Portanto, a área total amostrada por unidade amostral foi de 1,5 ha e 3 ha para árvores com DAP= 20 cm e DAP = 20 cm, respectivamente.



**Figura 2** – Variação do índice de estrutura arbórea. Os gráficos representam a distribuição do número de indivíduos de árvores em classes diamétricas, em escala logaritimizada, em duas parcelas distintas. O índice é representado pela letra *b*. (Retirado de Nogueira, 2006).

O índice da estrutura física de árvores foi obtido da mesma forma que proposto por Nogueira, 2006 (Figura 2). Primeiramente foi feito o cálculo do número médio de árvores dentro de pequenas categorias de DAP, com amplitude de 5 cm, com isso obtendo a distribuição de árvores por classes diamétricas, a qual apresentou a forma de J invertido, como encontrado em outros locais da Amazônia (Rankin-de Mérona et al. 1992). Para linearizar essa relação, as variáveis (abundância de árvores e classes diamétricas) foram logaritimizadas e posteriormente utilizadas em um modelo de regressão linear simples. O coeficiente (*b*) do modelo de regressão, o qual indica a inclinação da reta, foi utilizado como o índice da estrutura de árvores. Essa é uma forma de representar melhor a variação da estrutura arbórea na floresta, pois leva em consideração a variação das abundâncias de árvores em diferentes classes diamétricas. Valores mais baixos no índice da estrutura física de árvores indicam que a área possui maior número de árvores com classes de DAP menores, enquanto que quando o índice tem valores maiores, a área possui mais árvores grossas, resultando em um ambiente mais homogêneo.

### *Proporção de abertura de dossel*

Os dados de abertura de dossel foram obtidos com o auxílio de um esferodensímetro côncavo, em pontos coincidentes com as parcelas de amostragem de árvores, totalizando 4 medidas a cada 50 m dentro da sub-parcela. Cada registro foi composto de quatro leituras na direção dos quatro pontos cardeais (norte, sul, leste e oeste) feitas com o aparelho no plano horizontal, a 1,3 m de altura do solo. Os valores de proporção de abertura de dossel foram obtidos a partir da média das quatro leituras, após uma correção feita através da multiplicação do valor de cada leitura por 1,04, recomendação técnica existente no esferodensímetro (Lemmon, 1956). Cada compartimento (UPAs e controles) teve oitenta pontos amostrados, de forma que a média foi utilizada para as análises estatísticas. O esferodensímetro é um método rápido, barato e razoavelmente preciso para classificar a incidência de luz nos ambientes (Englund et al., 2000).

### Análises Estatísticas

Foram utilizadas regressões simples para analisar a relação entre as variáveis dependentes: taxa de avistamento de cada espécie de primata a cada 10 km percorridos, índice da estrutura física de árvores e proporção de abertura de dossel em função da variável independente tempo pós-exploração madeireira. Essas regressões foram feitas utilizando-se apenas os dados amostrados nas UPAs (áreas exploradas), justamente porque os controles não possuem um valor relativo ao tempo pós-exploração madeireira.

O teste de Mantel (Legendre & Legendre, 2000) permite detectar efeito espacial na estrutura dos dados, de forma que foi utilizado para avaliar o grau de associação entre as diferenças nas taxas de avistamento de cada espécie de primata e as distâncias geográficas nas UPAs.

A correlação de Pearson foi utilizada para detectar o grau de associação do índice de estrutura física de árvores com a densidade média de árvores em cada classe diamétrica.

A relação entre a taxa de avistamento de cada espécie de primata e as variáveis de características do habitat (índice da estrutura física de árvores e proporção de abertura de dossel) foi analisada através de modelos de regressão múltipla.

## **Resultados**

Foram registradas seis espécies de primatas em toda área de estudo: coatá (*Ateles paniscus*), guariba (*Alouatta macconelli*), macaco-prego (*Cebus apella*), cuxiú (*Chiropotes satanas*), parauacu (*Pithecia pithecia*) e sauí-de-mãos-douradas (*Saguinus midas*), faltando apenas mico-de-cheiro (*Saimiri sciureus*) para completar a lista de espécies

prevista para a região. O gênero *Saimiri* ocorre predominantemente em florestas alagáveis ou próximas a rios e lagos (Terborgh, 1983; Voss & Emmons, 1996; Peres, 1997; Trolle, 2003; Kasecker, 2006), então a ausência dessa espécie está provavelmente relacionada ao fato das amostragens terem sido conduzidas em floresta de terra firme distantes de grandes corpos de água.

A abundância relativa (número de avistamento de cada espécie em relação ao número total de avistamentos de primatas) foi maior para a espécie *A. paniscus* com 38%, seguida por *A. macconelli* com 17% e *C. apella* com 16% considerando-se toda a área da Mil Madeireira (Tabela 1).

A taxa de avistamento das espécies de primatas não teve relação com o tempo pós-exploração madeireira (*A. paniscus*:  $R^2= 0,40$ ;  $n=9$ ;  $p= 0,064$ ; *A. macconelli*:  $R^2= 0,19$ ;  $n= 9$ ;  $p= 0,23$ ; *C. apella*:  $R^2= 0,005$ ;  $n= 9$ ;  $p= 0,86$ ; *C. satanas*:  $R^2= 0,09$ ;  $n= 9$ ,  $p= 0,4$ ) (Figura 3). A espécie *A. paniscus* apresentou uma relação negativa marginalmente significativa com a detecção de um outlier, correspondente à idade de 7 anos pós-exploração, que quando retirado do modelo indica uma forte relação negativa ( $R^2= 0,71$ ;  $n= 8$ ;  $p= 0,004$ ). A análise estatística não foi feita para as espécies *P. pithecia* e *S. midas*, pois os dados não tiveram distribuição normal em decorrência de um grande número de ausências (zeros).

**Tabela 1** – Número de grupos de primatas avistados a cada 10 km percorridos (Número total de avistamentos).

Idade pós-exploração <sup>a</sup>	<i>A. macconelli</i> <sup>b</sup>	<i>A. paniscus</i>	<i>C. apella</i>	<i>C. satanas</i>	<i>P. pithecia</i>	<i>S. midas</i>
1	0.62 (2)	2.5 (8)	-	-	-	-
2	1.56 (5)	1.56 (5)	0.62 (2)	0.31 (1)	-	-
3	-	1.25 (4)	1.87 (6)	0.62 (2)	-	-
5	1.25 (4)	0.93 (3)	-	0.31 (1)	-	0.62 (2)
6	0.93 (3)	1.56 (5)	1.25 (4)	1.25 (4)	-	0.31 (1)
7	0.31 (1)	2.81 (9)	0.31 (1)	-	-	0.31 (1)
9	-	-	0.62 (2)	0.31 (1)	-	-
10	-	0.31 (1)	-	-	0.93 (3)	0.31 (1)
11	0.62 (2)	0.31 (1)	0.93 (3)	1.87 (6)	0.31 (1)	1.25 (4)
Ct. 1	0.62 (2)	0.93 (3)	0.31 (1)	1.25 (4)	-	0.31 (1)
Ct. 2	0.93 (3)	2.81 (9)	0.31 (1)	-	-	0.31 (1)
Total	0.62 (22)	1.36 (48)	0.57 (20)	0.54 (19)	0.11 (4)	0.31 (11)
Ab. Relativa (%)	18	39	16	15	9	3

<sup>a</sup> Compartimentos amostrados (UPAs e Controles), fazem referência à Figura 1.

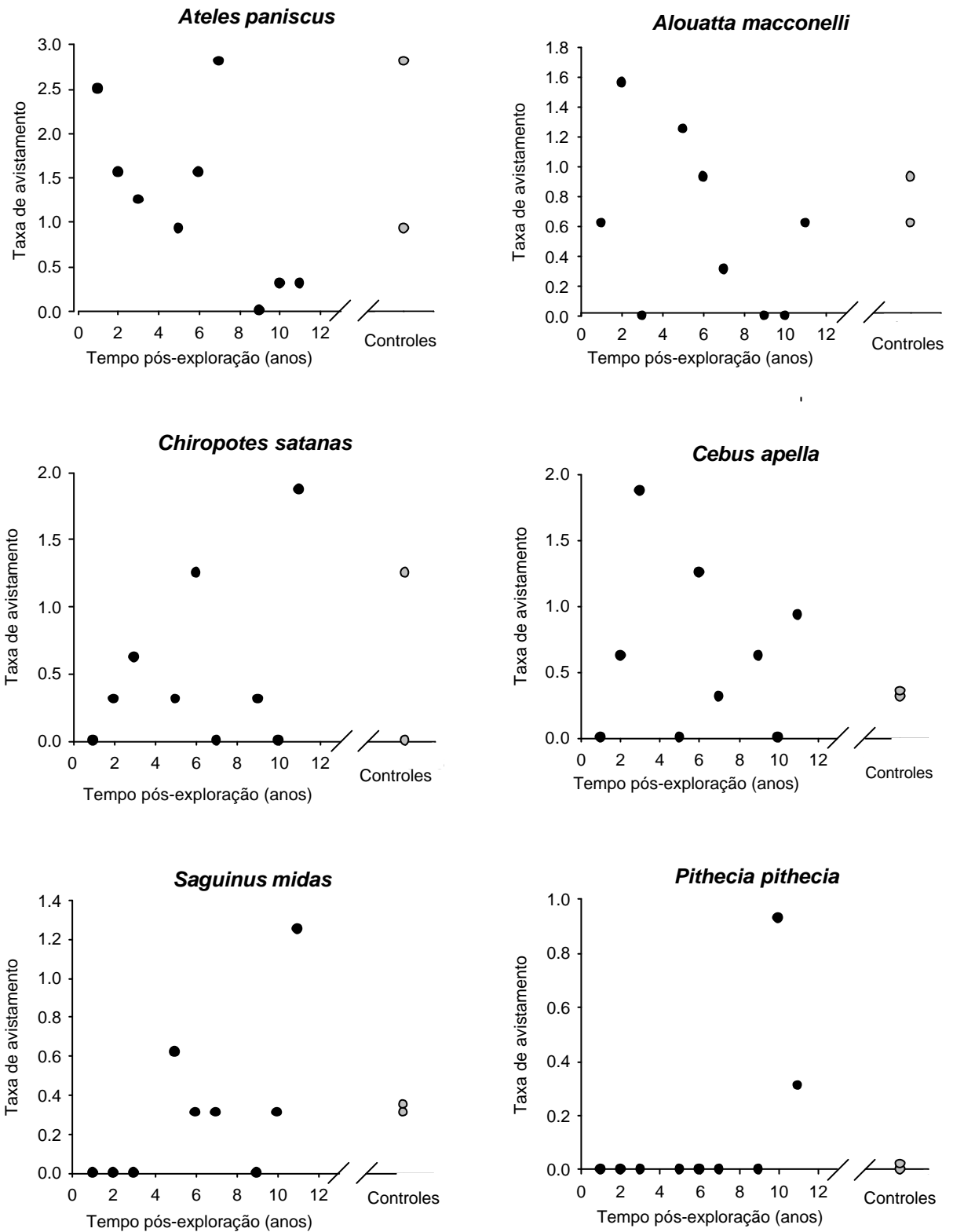
<sup>b</sup> Nomenclatura da espécie segue Gregorin, 2006.

Ct. - Controle.

O teste de Mantel não indicou associação significativa entre a matriz de distâncias geográficas e a matriz de diferenças das taxas de avistamento para as espécies de primatas nas áreas exploradas (Tabela 2).

**Tabela 2** – Resultado do teste de Mantel entre a taxa de avistamento de cada espécie de primata e as distâncias geográficas nas UPAs.

Espécie	$r^2$	P
<i>A. macconelli</i>	0.136	0.186
<i>A. paniscus</i>	0.218	0.113
<i>C. apella</i>	- 0.198	0.898
<i>C. satanas</i>	- 0.136	0.756
<i>P. pithecia</i>	- 0.117	0.705
<i>S. midas</i>	0.202	0.126



**Figura 3** - Relação entre a taxa de avistamento das espécies de primatas (*A. paniscus*, *A. macconelli*, *C. apella*, *C. satanas*, *P. pithecia* e *S. midas*) a cada 10 km percorridos e tempo pós-exploração madeireira.



A modificação do hábitat em função do tempo pós-exploração madeireira foi analisada descritivamente (Tabela 2 e Figura 4) e estatisticamente (Figura 5). A densidade total de árvores entre as UPAs apresentou pequenas diferenças, que podem ser atribuídas à variabilidade ambiental. As áreas controle apresentaram densidade média total de árvores 15 % acima da densidade média encontrada para as UPAs, evidenciando a perturbação causada pela exploração. De forma semelhante, a densidade média de árvores com DAP=50 cm, as quais são diretamente afetadas pela exploração, apresentou variação entre as UPAs, com diferença média de 25 % quando comparado aos controles (Tabela 2).

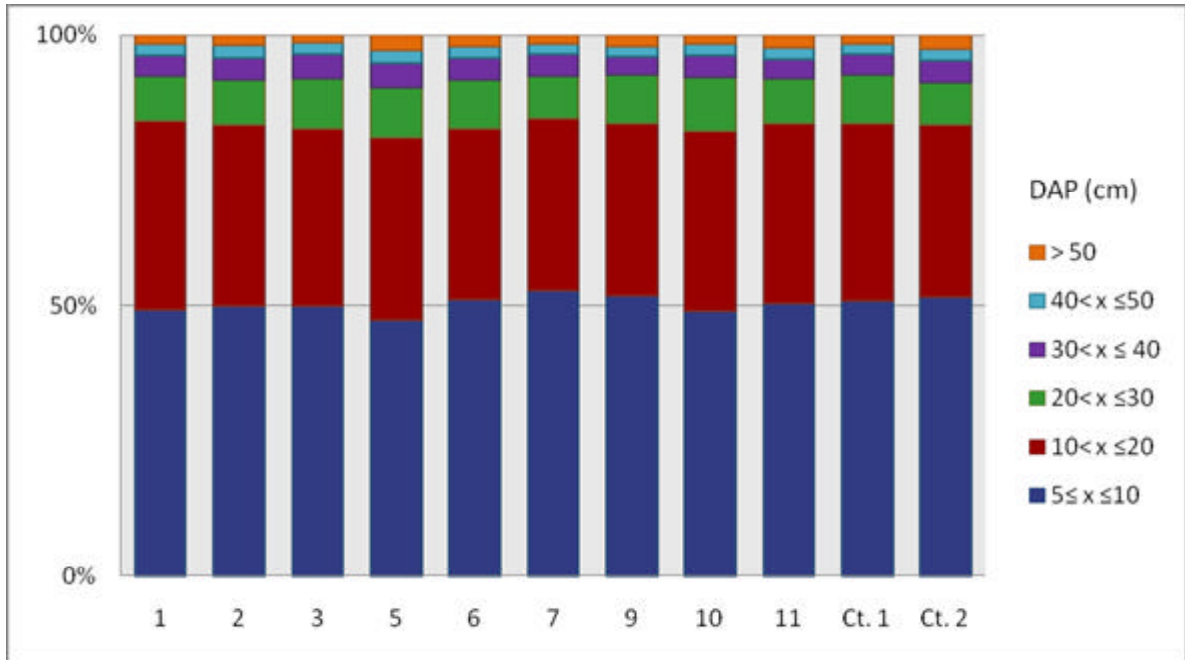
**Tabela 3** – Características estruturais do hábitat.

Tempo pós-exploração <sup>a</sup>	Nº de árvores/ha	Densidade árvores DAP=50 cm/ha	Índice estrutura física de árvores	% Abertura do dossel
	Média (DP)	Média (DP)		Média (DP)
1	1255 (302)	19 (10)	- 2.55	4.44 (5.14)
2	1414 (288)	23 (17)	-2.38	2.53 (2.70)
3	1215 (284)	18 (12)	-2.58	2.44 (1.95)
5	1132 (178)	32 (19)	- 2.20	2.53 (3.10)
6	1213 (206)	23 (14)	- 2.35	1.64 (1.46)
7	1370 (253)	23 (12)	- 2.52	1.51 (1.47)
9	1297 (285)	25 (14)	- 2.40	1.74 (2.10)
10	1146 (249)	17 (12)	- 2.57	1.73 (2.61)
11	1223 (156)	29 (14)	- 2.34	2.10 (2.67)
Ct. 1	1442 (343)	25 (15)	- 2.47	1.33 (1.50)
Ct. 2	1575 (173)	37 (15)	- 2.34	1.19 (1.41)

<sup>a</sup>, UPAs (Áreas exploradas).

Ct. – Controle (Áreas não-exploradas).

Em relação à proporção de árvores nas diferentes categorias de diâmetro houve uma pequena variação entre as UPAs e controles, indicando a permanência da estrutura arbórea mesmo após exploração madeireira (Figura 4). Esse fato também foi evidenciado pelo índice da estrutura física de árvores, o qual apresentou uma variação muito pequena, indicando que a estrutura florestal é muito semelhante, mesmo entre áreas com diferentes idades de regeneração (Tabela 3).



**Figura 4** – Gráfico de estrutura arbórea. Proporção do número de árvores distribuídas em classes diamétricas em cada um dos compartimentos; 1 à 11: tempo pós-exploração madeireira (anos); Ct.: controles.

O índice de estrutura física de árvores apresentou-se positivamente correlacionado apenas com a classe de DAP > 50 cm (Tabela 4).

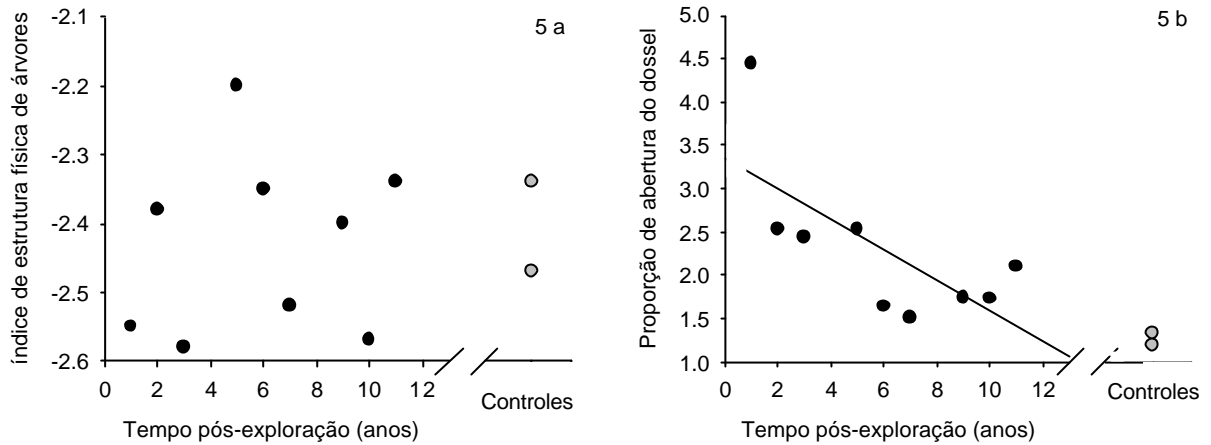
**Tabela 4** – Resultado do teste de correlação de Pearson entre o índice de estrutura física de árvores e densidade média de árvores pertencentes à classes diamétricas.

DAP	$r^2$	$p^*$
5= x =10	0.008	0.982
10< x =20	- 0.005	0.988
20< x =30	- 0.094	0.783
30< x = 40	0.116	0.735
40< x =50	0.023	0.947
> 50	0.83	0.001

\* Probabilidade de Bon Ferroni.

O índice de estrutura física das árvores não teve relação significativa com o tempo pós-exploração madeireira ( $R^2= 0,019$ ;  $p= 0,725$ ) (Figura 5a), indicando que a estrutura florestal não está sendo influenciada pelo tempo de regeneração. A proporção de abertura de dossel apresentou-se inversamente relacionada com o tempo pós-exploração das áreas exploradas ( $R^2= 0,48$ ;  $p= 0,036$ ) (Figura 5b), evidenciando o fato esperado de que a abertura

de dossel diminui quanto maior for o tempo pós-exploração madeireira, ou seja, quanto maior for o tempo de regeneração das áreas.

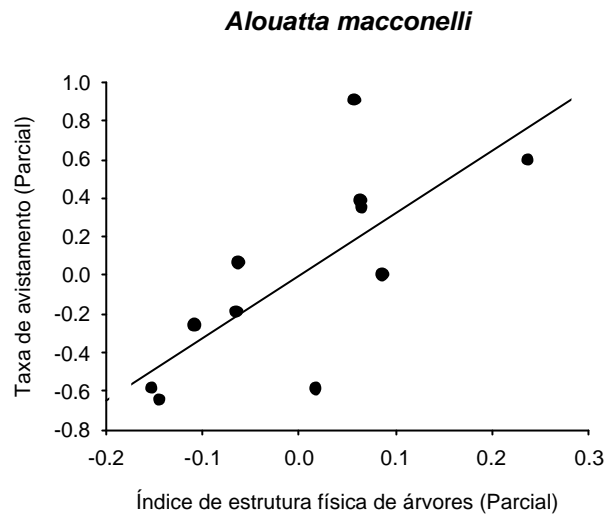


**Figura 5** - Relação entre as características estruturais do hábitat e tempo pós-exploração madeireira: 5a) Índice de estrutura física das árvores 5b) Proporção de abertura de dossel.

A resposta biológica da maioria das espécies de primatas em função das características do hábitat (índice da estrutura física de árvores e proporção de abertura do dossel) não apresentou relação significativa (Tabela 3). Apenas *A. macconelli* apresentou uma relação positiva com a variável de índice da estrutura de árvores (parcial:  $b = 3,22$  e  $p = 0,015$ ) (Figura 6). Como anteriormente, a análise estatística não foi feita para as espécies *P. pithecia* e *S. midas*, pois os dados não tiveram distribuição normal em decorrência de um grande número de ausências (zeros).

**Tabela 3** – Resultado global das análises de regressão múltipla entre a taxa de avistamento de cada espécie de primata e as características estruturais do hábitat (índice de estrutura física de árvores e proporção de abertura de dossel).

	R <sup>2</sup>	F	P
<i>A. macconelli</i>	0.554	4.959	0.04
<i>A. paniscus</i>	0.038	0.158	0.857
<i>C. apella</i>	0.032	0.134	0.877
<i>C. satanas</i>	0.097	0.429	0.665



**Figura 6** – Regressão parcial entre taxa de avistamento de *A. macconelli* a cada 10 km percorridos e índice de estrutura de árvores.

## Discussão

### Fauna de primatas

A área de estudo apresentou todas as espécies de primatas esperadas para florestas de terra-firme da região (Emmons, 1997; Hirsch et al., 2003). Os valores de taxa de avistamento dos primatas estiveram dentro da amplitude de variação encontrada em outros locais do mesmo interflúvio, que não sofreram exploração madeireira (Apêndice A). Esse fato indica que a área da Mil Madeireira está mantendo populações de primatas representativas, considerando-se a floresta manejada, não-manejada e a vizinhança com florestas primárias adjacentes.

Curiosamente, *C. apella* apresentou um valor de taxa de avistamento muito baixo quando comparada à maioria dos estudos (Peres, 1993, 1997; Lopes & Ferrari, 2000; Trolle, 2003; Thoisy et al., 2005; Cordeiro, 2008; Santos *et al.*, dados não publicados ver Apêndice A). Essa espécie possui dieta frugívoro-insetívora generalista, ampla distribuição e adapta-se aos mais variados ambientes (Mittermeier & Roosmalen, 1981). Pode ser encontrado tanto em florestas primárias quanto em locais com pressões antrópicas, como florestas secundárias, fragmentadas e sob pressão de caça (Hill, et al., 1997; Lopes & Ferrari, 2000; Peres, 2000, 2001; Michalski & Peres, 2007). Aparentemente, não há razões para a baixa

taxa de avistamento registrada, sendo necessário estudo de longa duração para avaliar se está relacionada à característica da área de estudo ou se apenas a variações na utilização da área, em decorrência de disponibilidade de recursos, principalmente durante a estação seca (Spironello, 1991; 2001).

As taxas de avistamento de *A. paniscus* observadas neste estudo, e em outro realizado na Rebio Uatumã, foram maiores do que os valores encontrados em outras localidades do mesmo interflúvio (Apêndice A). No entanto, na área de estudo a taxa de avistamento dessa espécie apresentou maior desvio-padrão, indicando uma distribuição mais heterogênea de suas populações. Este fato pode ocorrer devido à maior extensão da área amostrada e aos efeitos diretos e indiretos da exploração madeireira, que acabam constituindo um mosaico de floresta com diferentes graus de regeneração e pressões antrópicas. Vários fatores, tais como: altura da floresta, disponibilidade de alimento (Roosmalen, 1985) e pressão de caça (Bodmer 1997), pode afetar em diferentes escalas a abundância dessa espécie, sendo necessário um estudo detalhado para elucidar quais fatores ou a combinação que podem estar favorecendo a abundância nesses dois locais.

### **Efeito do tempo pós-exploração sobre características estruturais do hábitat**

A estrutura física da floresta apresentou poucas modificações decorrentes dos efeitos diretos da exploração madeireira. A densidade total média de árvores apresentou decréscimo de 15 % nas UPAs quando comparados com os controles, indicando leve grau de perturbação causado durante o procedimento da exploração madeireira. A pequena variação encontrada na densidade total das UPAs pode ser em decorrência da variabilidade ambiental, pois trata-se de uma extensa área. O número de árvores ao longo de classes diamétricas teve proporções muito semelhantes em todas as áreas amostradas (UPAs e controles), como indicado pelo índice de estrutura física de árvores (Tabela 3) e pelo gráfico de estrutura arbórea (Figura 4). Portanto, o corte seletivo de baixo impacto altera igualmente todas as classes de tamanho (Johns, 1988), resultando em pequena redução na densidade total de árvores, mas mantém as proporções, ou seja, a estrutura física de árvores.

A proporção de abertura de dossel é a medida mais rápida para acessar informações sobre a fisionomia da floresta, indicando interrupções no dossel. As UPAs apresentaram valores médios de proporção de abertura de dossel bastante baixos (< 5%), pois grande parte da floresta manejada permanece com o dossel semelhante ao de uma floresta não-perturbada. Em geral, há poucas ocorrências de locais muito abertos, os quais são decorrentes principalmente de trilhas de arraste, pátios e estradas. As clareiras abertas durante a queda e retiradas das toras provocam modificações pouco evidentes, devido à baixa intensidade de exploração, aproximadamente 3,5 árvores por ha (Mil Madeireira

Itacoatiara Ltda., dados não publicados). Como o esperado, a proporção de abertura de dossel diminuiu em função do tempo pós-exploração, devido a regeneração. A diminuição da medida de desvio-padrão quanto maior o tempo pós-exploração, indica maior homogeneidade no dossel das UPAs exploradas há mais tempo. Além disso, podemos verificar uma tendência dos valores de proporção de abertura do dossel retornar aos valores encontrados nos controles após alguns anos de regeneração.

### **Efeito do tempo pós-exploração sobre primatas**

Dentre todas as espécies de primatas, apenas *A. paniscus* apresentou uma relação negativa marginalmente significativa com tempo pós-exploração madeireira. A análise estatística indicou a presença de um outlier, que não foi excluído do modelo devido à ausência de justificativa biológica. Além disso, consideramos o fato de que o baixo número de unidades amostrais no modelo estatístico faz com que cada ponto tenha grande efeito sobre o resultado, de forma que a relação pode estar sendo fortemente influenciada por três pontos com baixas taxas de avistamento (Figura 3). Esses pontos podem estar sendo influenciados por outras variáveis, que não foram analisadas no estudo, relacionadas ou não com características do hábitat.

O gênero *Ateles* apresenta preferências ambientais, como por florestas altas, sendo comumente avistados na parte mais alta do dossel e em árvores emergentes. Além disso, a disponibilidade de recursos alimentares pode influenciar a distribuição dessa espécie, já que sua dieta é composta principalmente por frutos (Mittermeier & Roosmalen, 1981; Roosmalen, 1985; Roosmalen & Klein, 1988).

Um fator que não está diretamente relacionado com as características ambientais, mas que influencia significativamente a abundância desse gênero é a pressão de caça (Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977; Bodmer 1997; Souza-Mazurek et al., 2000; Peres, 2000, 2001; Thoisy et al, 2005), devido à baixa taxa de aumento da população (Robinson & Redford, 1986), estrutura social gregária e fácil detectabilidade.

A atividade de caça é proibida dentro da área de estudo, mas obtivemos evidências como barulho de tiros e encontro com caçadores, durante as amostragens conduzidas na UPA explorada há 9 anos. Essa e outras duas UPAs amostradas, com 10 e 11 anos pós-exploração, são correspondentes aos pontos que apresentaram as menores taxas de avistamento para *A. paniscus*, de forma que essas áreas podem estar sofrendo pressão de caça devido à proximidade de uma comunidade rural e acesso por estrada. As outras UPAs amostradas também possuem estradas, mas o acesso é dificultado pela presença de porteiros e guardas que fiscalizam a passagem de pessoas e automóveis. Além disso, essas

UPAs localizam-se distantes de comunidades, portanto estão menos sujeitas à pressão de caça (Hill et al., 1997).

A construção de estradas para o transporte de toras aumenta a acessibilidade ao interior da floresta, fato que pode potencializar o efeito de caça (Wilkie et al., 1992; Robinson et al., 1999), resultando na diminuição da abundância de espécies com grande massa corporal (Lopes & Ferrari, 2000; Peres 2000, 2001; Wright et al., 2000; Thoisy et al., 2005). A pressão de caça atua em conjunto com outros fatores de perturbação da floresta, como fragmentação (Peres, 2001) e exploração de madeira (Lopes & Ferrari, 2000; Thoisy et al., 2005), sendo indicada como um fator que tem maior influência sobre a abundância de espécies de grande porte do que características do ambiente.

*P. pithecia* e *S. midas* não foram registrados nas UPAs com menor tempo pós-exploração. Essas espécies são capazes de sobreviver em ambientes perturbados (Setz, 1993), e já foram registradas em florestas que sofreram exploração madeireira (Johns & Skorupa, 1987; Azevedo-Ramos, 2006). *S. midas* ocorre em florestas maduras, mas utilizam mais intensivamente ambientes de borda (Terborgh, 1983; Mittermeier & Roosmalen, 1981), sendo bem adaptados à florestas secundárias (Freese et al., 1982). Essa preferência pode ter influenciado no maior número de registros nas UPAs com maior tempo pós-exploração. Estas áreas possuem um estágio mais avançado de regeneração, apresentando maior produtividade no sub-bosque, o que pode constituir um ambiente mais atrativo para essa espécie. As UPAs recém-exploradas apresentam maior abertura de dossel, mas existe a ausência de um estrato arbóreo médio, que se estabelece com o crescimento de espécies pioneiras após alguns anos de regeneração. Com relação à *P. pithecia*, o grande número de ausências pode ser parcialmente explicado pela sua baixa detectabilidade (Cordeiro, 2008), devido a silenciosa locomoção (Peres, 1993), além de serem fugidios, rápidos. Além disso, esse gênero é considerado relativamente raro (Mittermeier & Roosmalen, 1981; Setz, 1993), de forma que para minimizar o problema de “falsas ausências” é recomendável maior esforço amostral.

O teste de Mantel, utilizado para detectar efeito espacial nos dados, não indicou influência de um efeito espacial nas taxas de avistamento das espécies de primatas. Contudo, o tempo pós-exploração madeireira apresentou-se altamente correlacionado com as distâncias geográficas, pois a exploração avança de forma contígua. Ou seja, a variável tempo pós-exploração varia conjuntamente com a variável espacial de exploração, sendo muito difícil separar o efeito de cada uma delas. Para minimizar esse tipo de incerteza no resultado, juntamente ao monitoramento das UPAs (áreas exploradas), recomenda-se a coleta de dados anterior a exploração utilizando menos três controles espacialmente distantes. A amostragem prévia atesta sobre as condições anteriores à exploração e os controles possibilitam a avaliação da variabilidade natural da floresta.

## **Efeito das modificações nas características estruturais do hábitat sobre primatas**

Corroborando com Thoisy et al. (2005), as populações de primatas parecem não ser afetadas pelas modificações do hábitat relacionadas aos efeitos diretos da exploração madeireira. Por outro lado, foi observada uma relação positiva entre a taxa de avistamento de *A. macconelli* e o índice de estrutura física de árvores. Esse índice apresentou correlação positiva com densidade de árvores grandes (DAP=50 cm), portanto indicando relação dessa espécie de primata com ambientes que possuem maior número de árvores de grande porte. Similarmente a outro estudo, *Alouatta* apresentou preferência por floresta com maior quantidade de árvores grandes (Arroyo-Rodríguez et al., 2007). Esse fato pode estar relacionado com maior qualidade e quantidade de recursos alimentares, pois a medida de DAP das árvores está positivamente correlacionada com a biomassa e número de frutos produzidos (Leighton & Leighton, 1982; Chapman et al., 1992).

As características do habitat indicaram que a floresta não sofreu grandes alterações após a exploração madeireira, sendo capaz de manter populações de primatas bastante exigentes, como *A. paniscus* e *C. satanas*, inclusive *Ateles* foi a espécie que apresentou a maior abundância relativa. A dieta especializada em frutos maduros e a grande massa corporal indicam que essa espécie precisa de grandes extensões de floresta, preferencialmente não-perturbadas (Mittermeier & Roosmalen, 1981; Roosmalen, 1985; Roosmalen & Klein, 1988; Lehman, 2004). Assim, os dados desse trabalho indicam que o modelo de manejo florestal utilizado na área de estudo, que sofreu apenas um ciclo de corte, permite a manutenção das espécies de primatas.

As variáveis ambientais amostradas no presente estudo não indicaram grandes alterações no ambiente físico, mas o corte seletivo modifica a abundância das árvores de interesse comercial, o que pode afetar processos ecológicos subsequentes como colonização, polinização, dispersão de sementes e produção de flores e frutos (Putz et al., 2001). A retirada de espécies arbóreas que representam importantes recursos alimentares pode alterar a composição da dieta, influenciando a qualidade da alimentação e a taxa de reprodução das espécies (Milton, 1993). Entretanto, diferenças na abundância dos primatas somente seriam detectadas muitos anos após a exploração madeireira, devido à baixa razão de reprodução de algumas populações (Robinson & Redford, 1986). Esse fato reforça a necessidade de monitoramento à longo prazo e estudos complementares sobre disponibilidade de recurso alimentar e ecologia alimentar de primatas em áreas manejadas.

A exploração madeireira, legalmente reconhecida na bacia amazônica, é intitulada “manejo florestal sustentável para produção de madeira”. Esse tipo de manejo possui



parâmetros norteadores descritos na Instrução Normativa MMA nº 5 de 11 de dezembro de 2006. Dentre esses parâmetros está o cálculo do período e da quantidade de ciclos de corte, que é baseado em valores de produtividade da floresta logo após a exploração e indica o não esgotamento do recurso explorado (madeira) durante alguns ciclos de corte. De forma semelhante, a certificação florestal atesta sobre a conservação da biodiversidade e seus valores associados através de uma avaliação guiada por princípios e critérios, mas que são extremamente amplos e baseados em parâmetros mal definidos para a questão ecológica (Bennett, 2000). Esses modelos de manejo estão sendo tratados como "sustentáveis", mas pouco se sabe como afetam os processos ecológicos envolvidos na manutenção da complexa dinâmica florestal, bem como, na conservação de recursos naturais e da biodiversidade na Amazônia em longo prazo.

A iniciativa de conciliar a produção de madeira com a sustentabilidade ecológica é de grande relevância no atual cenário de desmatamento das florestas tropicais. Contudo, o modelo de exploração deve ser adequado simultaneamente a sua realização. Para isso é necessário o monitoramento da fauna e flora por longo tempo, concomitantemente ao manejo, e avaliação dos efeitos diretos e indiretos da exploração. Os efeitos indiretos são menos evidentes, mas possuem grande importância, pois podem afetar significativamente populações biológicas, como no caso da facilitação de acesso, aumentando assim a pressão de caça sobre mamíferos de médio e grande porte.

## **Conclusões**

Os efeitos diretos da exploração madeireira de baixo impacto, no gradiente temporal de 12 anos, após o primeiro ciclo de corte, não afetaram significativamente as estimativas de abundância de primatas, provavelmente porque ocorreram pequenas modificações nas características estruturais do hábitat. No entanto, é possível que efeitos indiretos associados ao tempo pós-exploração possam afetar significativamente a abundância de primatas. A pressão de caça, por exemplo, pode ter seu efeito potencializado pela abertura de estradas nas áreas de exploração madeireira, implicando em um efeito indireto nas populações de primatas de maior porte.

**APÊNDICE A** - Número de grupos de primatas avistados a cada 10 km percorridos em diferentes localidades. (Desvio-padrão).

	Mil Madeireira	RBU <sup>a</sup>	RFAD <sup>b</sup>	CMSE <sup>c</sup>	PNV <sup>d</sup>
<i>A. macconelli</i>	0.62 (0.5)	0.5 (1.6)	0.66 (0.44)	1.4	0.36 (0.29)
<i>A. paniscus</i>	1.36 (1.00)	1.39 (0.5)	0	0	0.26 (0.14)
<i>C. apella</i>	0.57 (0.58)	2.22 (0.77)	1.33 (0.28)	0.4	2.3 (0.92)
<i>C. satanas</i>	0.54 (0.64)	0.44 (0.09)	0.55 (0.09)	0.2	0.66 (0.16)
<i>P. pithecia</i>	0.11 (0.28)	0.17 (0.16)	0.55 (0.25)	0	0.16 (0.11)
<i>S. midas</i>	0.31 (0.36)	0.28 (0.19)	-	1	0.56 (0.41)
<i>S. bicolor</i>	-	-	1.00 (0.16)	-	-
<i>S. sciureus</i>	0	0.17 (0.16)	0	0	0.56 (0.19)

RBU<sup>a</sup>, Reserva Biológica do Uatumã dados de Santos & Garcia (dados não publicados).

RFAD<sup>b</sup>, Reserva Florestal Adolph Duke, dados de Santos; Mendes-Pontes & Garcia (dados não publicados).

CMSE<sup>c</sup>, atualmente Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, dados de Emmons (1984).

PNV<sup>d</sup>, Parque Nacional do Viruá, dados de Cordeiro (2008).

## Bibliografia

Arroyo-Rodríguez, V.; Mandujano, S.; Benítez-Malvido, J.; Cuende-Fanton, C. 2007. The influence of large tree density on Howler Monkey (*Alouatta palliata mexicana*) presence in very small rain forest fragments. *Biotropica* 39(6): 760-766.

Azevedo-Ramos, C.; Carvalho Jr, O.; Nasi, R. 2005. Animal indicators: a tool to assess biotic integrity after logging tropical forests? (Animais como indicadores: uma ferramenta para acessar a integridade biológica após a exploração madeireira em florestas tropicais?) Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia and Center of International Forestry Research, 60 pp.

Azevedo-Ramos, C.; Carvalho Jr., O.; Amaral, B.D. 2006. Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecology and Management*, 232: 26-35.

Bawa, K. S. & Seidler, R. 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology*, 12: 46-55.

Bennett, E.L. 2000. Timber Certification: Where is the voice of the biologist? *Conservation Biology*, 14: 921-923.

Bodmer, R.E.; Eisenberg, J.F.; Redford, K.H. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian Mammals. *Conservation Biology*, 11: 460-466.

Bowles, I.A.; Rice, R.E.; Mittermeier, R.A.; Fonseca, G.A.B. 1998. Logging and Tropical Forest Conservation. *Science*, New Series 280: 1899-1900.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L.; Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press, Oxford, UK. Disponível em: <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/distanceabout.html>

Chapman, C.A.; Chapman, L.J.; Wingham, K.H.; Gebo, D.; Gardner, L. 1992. Estimators of fruit abundance of tropical trees. *Biotropica*, 24 (4): 527-531.

- Chapman, C.A. 1996. Primate seed dispersal: Coevolution and Conservation Implications. *Evolutionary Anthropology*, 4: 74-82.
- Chapman, C.A. & Chapman, L.J. 1996. Frugivory and the fate of dispersed and non-dispersed seeds in six African tree species. *Journal of Tropical Ecology*. 12: 491-504.
- Chapman, C.A. & Onderdonk, D.A. 1998. Forests without primates: primate/plant codependency. *American Journal of Primatology*, 45: 127-141.
- Chapman, C.A & Peres, C.A 2001. Primate conservation in the new millennium: the role of scientists. *Evolutionary Anthropology*. 10: 16-33.
- Chapman, C.A.; Balcomb, S.R.; Gillespie, T.R.; Skorupa, J.P.; Struhsaker, T.T. 2000. Long-term effects of logging on African primate communities: a 28-year comparison from Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology*, 14: 207-217.
- Chazdon, R.L. 1998. Tropical Forests – Log'Em or Leave'Em. *Science*, 28: 1295 – 1296.
- Cordeiro, C.L.O. 2008. *Estimativas de detecção de primatas e validação de modelos preditivos em duas unidades de conservação na Amazônia, Roraima, Brasil*. Tese de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas, 54 pp.
- DNPM – Projeto RADAMBRASIL. 1976. Folha SA.21-Santarém; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro.
- Eisenberg, J.F. & Thorington, R.W. 1973. A preliminary analysis of neotropical mammal fauna. *Biotropica*, 5: 150-161.
- Emmons, L.H. 1997. *Neotropical rainforest mammals: A field guide*. 2nd ed. The university of Chicago press, Chicago and London, 307p.
- Emmons, L.H. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica*, Vol. 16: 210-222.

Englund, S.R.; O'Brien, J.J.; Clark, D.B. 2000. Evaluation of digital and film hemispherical photography and spherical densiometry for measuring forest light environments. *Canadian Journal of Forest*, 30:1999-2005.

Fairgrieve, C. & Muhumuza, G. 2003. Feeding ecology and dietary differences between blue monkey (*Cercopithecus mitis stuhlmanni* Matschie) groups in logged and unlogged forest, Budongo Forest Reserve, Uganda. *African Journal of Ecology*, 41: 141-149.

Fonseca, G.A.B.; Bruner, A.; Mittermeier, R.A.; Alger, K.; Gascon, C.; Rice, R.E. 2005. Desafiando o fim da natureza. In: D.J. Zarin; J.R.R. Alavalapati; F.E. Putz e M. Schmink (Orgs.). *As florestas produtivas nos neotrópicos: Conservação por meio do manejo sustentável?* IEB, Editora Peirópolis, São Paulo, 511 pg.

Freese, C.H.; Heltne, P.G.; Castro, R.N; Whitesides, G. 1982. Patterns and determinants of monkey densities in Peru and Bolivia. *International Journal of Primatology*, 3:53-89.

Gascon, C., Mesquita, R., Higuchi, N.; Cabarle, B.J.; Hatshorn, G.S.; Bowles, I., Rice, R.E., Mittermeier, R.A., Fonseca, G.A.B. 1998. Logging On in the rain forest. Letters [Four, separate authorship indicated by semicolons above]. *Science*, 281: 1453-1457.

Gregorin, R. 2006. Taxonomia e variação geográfica das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède (Primates, Atelidae) no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (1): 64-144.

Grieser Johns, A. 1997. *Timber production and biodiversity conservation in tropical rain forests*. Cambridge University Press, UK, 225 pp.

Hill, K.; Padwe, J.; Bejyvagi, C.; Bepurangi, A.; Jakugi, F.; Tykuarangi, R.; Tykuarangi, T. 1997. Impact of Hunting on Large Vertebrates in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology*, 11 (6):1339–1353.

Hirsch, A.; Dias, L.G.; Martins, L. de O.; Campos, R.F.; Resende, N.A.T. and Landau, E.C. 2003. *Database of Georeferenced Occurrence Localities of Neotropical Primates*. Department of Zoology/UFMG, Belo Horizonte. Disponível em: [http://www.icb.ufmg.br/~primatas/home\\_bdgeoprim.htm](http://www.icb.ufmg.br/~primatas/home_bdgeoprim.htm).

Jonhs, A.D. 1986. Effects of selective logging on the behavioral ecology of west Malaysian primates. *Ecology*, 67(3): 684-694.

Johns, A.D. 1988. Effects of “selective” timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. *Biotropica*, 20(1): 31-37.

Johns, A.D. 1992. Vertebrate Responses to selective logging: Implications for the design of logging systems. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 335 (1275): 437-442.

Johns, A.D. & Skorupa, J.P. 1987. Response of rain-forest primates to habitat disturbance: a review. *International Journal of Primatology*, 8(2): 157–191.

Kasecker, T.P. 2006. *Efeito da estrutura do habitat sobre a riqueza e composição de comunidades de primatas da RDS Piagaçu-Purus, Amazônia Central, Brasil*. Tese de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas, 93 pp.

Lambert, J.E. 1998. Primate frugivory in Kibale National Park, Uganda, and its implications for human use of forest resources. *African Journal of Ecology*, 36: 234-240.

Lambert, J.E. & Garber, P.A. 1998. Evolutionary and ecological implications of primate seed dispersal. *American Journal of Primatology*, 45: 9-28.

Lehman, S.M. 2004. Biogeography of primates of Guyana: Effects of habitat use and diet on geographic distribution. *International Journal of Primatology*, 25: 1225-1242.

Leighton, M. & Leighton, D.R. 1982. The relationship of size of feeding aggregate to size of food patch: Howlers Monkeys (*Alouatta palliata*) feeding in *Trichilia cipo* fruit trees on Barro Colorado Island. *Biotropica*, 14 (2): 81-90.

Lemmon, P.E. 1956. A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *Forest Science*, v. 2, (4) 7: 314-320.

Lindenmayer, D.B. 1999. Future directions by biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies and monitoring programs. *Forest Ecology and Management*, 115: 277-287.

Lopes, M.A. & Ferrari, S.F. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology*, 14: 1658-1665.

Michalski, F. & Peres, C.A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology*, 21: 1626-1640.

Milton, K. 1993. Diet and primate evolution. *Scientific American*, 269: 70-77.

Mittermeier, R.A. & Coimbra-Filho, A.F. 1977. Primate conservation in Brazilian Amazonia. *In: Primate Conservation*. Academy Press Inc, London.

Mittermeier, R.A.; Roosmalen, M.G.M.V. 1981. Preliminary observation on habitat utilization and diet in eight Surinaam monkeys. *Folia Primatologica*, 36: 1-39.

Nogueira, A. 2006. *Variação da densidade, área basal e biomassa de lianas em 64 km<sup>2</sup> de floresta de terra-firme na Amazônia Central*. Tese de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas, 55 pp.

Peres, C.A. 1993. Notes on the ecology of Buffy Saki Monkeys (*Pithecia albicans*, Gray 1860): A Canopy Seed-Predator. *American Journal of Primatology*, 31:129-140.

Peres, C.A. 1997. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology*, 13: 381-405.

Peres, C.A. 1999. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical Primates*, 7: 11-16.

Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*, 14: 240-253.

Peres, 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and hábitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology*, 15 (6): 1490-1505.

Pinto, A.C.B.; Azevedo-Ramos, C.; Carvalho Jr, O. 2003. Activity patterns and diet of the howler monkey *Alouatta belzebuch* in áreas of logged and unlogged forest in Eastern Amazonia. *Animal Biodiversity and Conservation*, 26(2): 39-49.

- Plumptre, A.J. & Reynolds, V. 1994. The effect of selective logging on the primate populations in Budongo Forest Reserve, Uganda. *Journal of Applied Ecology*, 31:631-641.
- Putz, F.E.; Bate, G.M.; Redford, K.H.; Fimbel, R.; Robinson, J. 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology*, 15:7-20.
- Rankin de Merona J.M., Prance G.T., Hutchings R.W., Silva F.M., Rodrigues W.A. & Uehling M.E. 1992. Preliminary results of large scale tree inventory of upland rain forest in the central Amazon. *Acta Amazonica* 22: 493-534.
- Robinson, J.G. & Redford, K.H. 1986. Intrinsic rate of natural increase in Neotropical forest mammals relationship to phylogeny and diet. *Oecologia*, 68: 516-520.
- Robinson, J.G.; Redford, K.H.; Bennett, E.L. 1999. Wildlife harvest in logged tropical forests. *Science*. 284 (5414): 595 – 596.
- Roosmalen, M.G.M.V. 1985. Habitat preference, diet, feeding strategy and social organization of the black spider monkey (*Ateles paniscus paniscus* Linnaeus 1958) in Surinam. *Acta Amazonica* 5 (3/4): suplemento.
- Roosmalen, M.G.M.V.; Klein, L.L. 1988. The spider monkey, genus *Ateles*. In: R.A. Mittermeier; A.B. Rylands; A.F. Coimbra-Filho and G.A.B. Fonseca (Eds.). *Ecology and behavior of neotropical primates*. Vol. 2. World Wildlife Fund, Washington, 612 p.
- Schwarzkopf, L & Rylands, A. B. 1989. Primates Species Richness in relation to habitat structure in Amazonian Rainforest Fragments. *Biological Conservation*, 48: 1-12.
- Setz, E.Z.F. 1993. *Ecologia alimentar de um grupo de Parauacus (Pithecia pithecia crysocephala) em um fragmento florestal na Amazônia*. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo, 237 pp.
- Soares-Filho, B.S.; Nepstad, D.C.; Curran, L.M.; Cerqueira, G.C.; Garcia, R.A.; Azevedo-Ramos, C.; Voll, E.; McDonald, A.; Lefebvre; Schlesinger, P. 2006. Modelling conservation in Amazon basin. *Nature*, 440 (23): 520 – 523.



Souza-Mauzurek, R.R.; Pedrinho, T.; Feliciano, X.; Hilário, W.; Gerônimo, S.; Marcelo, E. 2000. Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 9: 579-596.

Spironello, W. R. 1991. Importância de frutos de palmeiras na dieta de um grupo de *Cebus apella* na Amazônia central. *A Primatologia no Brasil* 3: 285-296.

Spironello, W.R. 2001. The Brown Capuchin Monkey (*Cebus apella*). In: R.O. Bierregaard; C. Gascon; T.E. Lovejoy, E.O. Wilson, R. Mesquita (Eds). *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, London, 478 pp.

Terborgh, J. 1983. *Five new World primates: a study in comparative ecology*. Princeton University Press, Princeton.

Thiosy, B.; Renoux, F.; Julliot, C. 2005. Hunting in northern French Guiana and its impact on primate communities. *Oryx*, 39(2): 149-157.

Trolle, M. 2003. Mammal survey in the Rio Jauaperi region, Rio Negro Basin, the Amazon, Brazil. *Mammalia*, 67 (1): 75 – 83.

Vidal, M.D. & Cintra, R. 2006. Effects of forest structure components on the occurrence, group size and density of groups of bare-face tamarin (*Saguinus bicolor* – Primates: Callitrichinae) in Central Amazonia. *Acta Amazonica*, 36(2): 237-248.

Voss, R.S.; Emmons, L.H. 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: A preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, nº 230, New York.

Uhl, C., P. Barreto, A. Veríssimo, E. Vidal, P. Amaral, A. C. Barros, C. Souza, J. Johns, and J. Gerwing. 1997. Natural resource management in the Brazilian Amazon. *Bioscience* 47: 160-168.

Weisenseel, K.; Chapman, C.A.; Chapman, L.J. 1993. Nocturnal primates of kibale forest: Effects of selective logging on prosimian densities. *Primates*, 34(4): 445-450.

Whight, S.J.; Zeballos, H.; Dominguéz, I.; Gallardo, M.M.; Moreno, M.C.; Íbanez, R. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a neotropical forest. *Conservation Biology*, 14: 227-239.

Wilkie, D.S.; Sidle, J.G.; Boundzanga, G.C. 1992. Mechanized logging, market hunting, and a bank loan in Congo. *Conservation Biology*, 6: 570-580.

Wilson, C.C. & Wilson, W.I. 1975. The influence of selective logging on primates and some other animals in East Kalimantan. *Folia Primatologia*, 23: 245-274.